



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och  
jordbruksvetenskap

# **Markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelningens påverkan på kväve- och fosforförluster från skog och sankmark**

*Eleonor Dacke*

Institutionen för Vatten och Miljö, SLU  
Examensarbete • 15 hp • Grundnivå, G2E  
Biologi och miljövetenskap  
Uppsala 2018

**Markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelningens  
påverkan på kväve- och fosforförluster från skog och  
sankmark**

*Eleonor Dacke*

**Handledare:** Faruk Djodjic, SLU, Institutionen för vatten och miljö

**Btr handledare:** Stefan Löfgren, SLU, Institutionen för vatten och miljö

**Examinator:** Jens Fölster, SLU, Institutionen för vatten och miljö

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E

**Kurstitel:** Självständigt arbete i miljövetenskap

**Kurskod:** EX0688

**Program/utbildning:** Biologi- och miljövetenskapsprogrammet

**Utgivningsort:** Uppsala

**Utgivningsår:** 2018

**Serietitel:**

**Delnummer i serien:**

**ISSN:**

**ISBN:**

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** Övergödning, PLC6, typhalt, GIS, flödesackumulering, NNH, TWI, DTW.

**Sveriges lantbruksuniversitet**  
**Swedish University of Agricultural Sciences**

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap  
Institutionen för Vatten och Miljö

## Sammanfattning

Övergödningen utgör ett allvarligt hot mot Östersjön och för att kunna åtgärda problemen krävs effektiva metoder för uppskattning av näringsbelastning och källfördelning. Ökad förståelse för bakomliggande orsaksfaktorer till diffusa näringsförluster från skog och sankmark kan förbättra skattningen av belastning och bidra till riktade åtgärder. I studien undersöktes markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning som potentiella förklaringsfaktorer till förluster av totalkväve (TN) och totalfosfor (TP) från skog och sankmark i sydöstra Sverige. De data som analyserades insamlades senhösten 2016 då provtagningar genomfördes i slumpmässigt utvalda källvattendrag vid utloppet från 100 små delavrinningsområden dominerade av skog och sankmark. Avrinningsområden avgränsades utifrån den nya nationella höjdmodellen (NNH) med två meter upplösning, men gränsdragningen visade sig komplicerad och det krävdes omfattande manuell bearbetning. Endast i ca 50 % av de studerade avrinningsområdena bedömdes avgränsningen vara representativ efter justeringar, men förbättringspotential identifierades i övergripande justeringar för hydrologiska hinder i NNH.

Vidare testades om statistiska samband kunde identifieras mellan Topographic wetness index (TWI), Depth-to-water index (DTW) och jordartsfördelning i områdena med de uppmätta halterna av TN och TP. I fördelningen av TN och TP identifierades extremt avvikande värden (outliers) och resultaten från variansanalyserna kunde inte påvisa några samband. Utan outliers korrelerade DTW och TP med högre halter TP i avrinningen från fuktiga områden än från torra områden, vilket däremot inte kunde påvisas med TWI. Det påvisades även högre halter TN i avrinningen från områden utan sandiga jordarter eller förekomst av leriga jordarter, än från områden med sandiga jordarter. Områdena var dock mycket homogena och för mer robusta resultat kan det vara relevant att studera områden som uppvisar större variationer i de studerade egenskaperna. Studien jämförde även uppmätta halter TN och TP i sydöstra Sverige mot beräknade PLC6-typhalter och fann att typhalterna överskattade TN och gav ett rimligt men något underskattat värde för TP. Vidare studier krävs för att kunna bedöma om markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning kan förbättra modelleringen av TN och TP från skog och sankmark.

*Nyckelord:* Övergödning, PLC6, typhalt, GIS, flödesackumulering, NNH, TWI, DTW.

## Abstract

Sources of nutrient loads to the Baltic sea must be identified to implement appropriate measures preventing further eutrophication. Diffuse loads from forests and wetlands constitute a major source of natural nutrient pollution and identification of its controlling factors can improve modelling of nutrient losses across Sweden. This study used the Swedish national digital elevation model to delineate small forested watersheds in the south east of Sweden. In these watersheds the impact of wetness indices and soil distribution were tested on the concentrations of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) measured downstream. The watersheds delineations were evaluated for quality, and it was suggested that improvements are required to the digital elevation model for hydrological consistency, as ~50 % were deemed inaccurate. The ANOVA results did not detect statistically significant correlations between the topographic wetness index (TWI), depth-to-water index (DTW), or soil distribution and TN or TP respectively. However, when ANOVAs were repeated excluding extreme outliers to ensure homogeneity of variances, the results showed a significant correlation between DTW and TP, and between soil distribution and TN. These findings indicate that catchments with low soil wetness index and high share of sand soils may show lower nutrient losses from forests and wetlands. However, further studies are required to evaluate sources and effects of extreme values of TN and TP, as well as whether soil wetness and distribution can improve modelling of nitrogen and phosphorus to better predict losses to the Baltic sea.

*Keywords:* Eutrophication, Nitrogen, Phosphorus, soil distribution, TWI, DTW.

# Innehållsförteckning

<b>Tabellförteckning</b>	<b>1</b>
<b>Figurförteckning</b>	<b>2</b>
<b>Förkortningar</b>	<b>3</b>
<b>1     Introduktion</b>	<b>5</b>
1.1   Ingen övergödning	5
1.2   Skattning av näringsbelastning	6
1.3   PLC6-typhalter	7
1.3.1   PLC6-typhalter för sydöstra Sverige	8
1.4   Avgränsning av tillrinningsområden	8
1.5   Områdesfaktorer	9
1.5.1   Markfuktighetsförhållanden	9
1.5.2   Jordartsfördelning	11
1.6   Syfte	12
<b>2     Metod</b>	<b>13</b>
2.1   Områdesbeskrivning	13
2.2   Avgränsning av tillrinningsområden	14
2.3   Områdesfaktorer	16
2.3.1   Gruppindelning	16
2.3.2   Variansanalys	17
2.4   Beräkning av typhalter	18
<b>3     Resultat</b>	<b>20</b>
3.1   Avgränsning av tillrinningsområden	20
3.2   Områdesfaktorer	22
3.2.1   Datafördelning och urval	22
3.2.2   Variansanalys och Levene's test	24
3.2.3   Markfuktighetsförhållanden	25
3.2.4   Jordartsfördelning	26
3.3   PLC6-typhalter och uppmätta halter	27
3.4   Sammanfattning av resultat	28
<b>4     Diskussion</b>	<b>29</b>
4.1   Avgränsning av tillrinningsområden	29
4.1.1   Jämförelse av höjddatamodeller	30

4.2	Områdesfaktorer	31
4.2.1	Markfuktighetsförhållanden	32
4.2.2	Jordartsfördelning	33
4.2.3	Metodkritik	35
4.2.4	Outliers	36
4.3	PLC6-typhalter och uppmätta halter	36
<b>5</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>38</b>
	<b>Referenslista</b>	<b>39</b>
	<b>Tack</b>	<b>42</b>
	<b>Bilaga A</b>	<b>1</b>

## Tabellförteckning

Tabell 1 Kriterier för gruppindelning av tillrinningsområden utifrån respektive områdesfaktor.	16
Tabell 2 Jordarter som inkluderades i sandiga respektive leriga jordarter.	17
Tabell 3 Ekvationer för beräkning av typhalter totalkväve (TN) samt konstanta typhalter totalfosfor (TP) för olika markanvändningstyper i sydöstra Sverige (Fröberg och Löfgren 2014).	19
Tabell 4 Tillrinningsområden klassificerade efter kvalitet av gränsdragningar baserade på NNH-data. Andel områden tilldelade respektive kvalitetsklass innan och efter justeringar.	20
Tabell 5 Statistiska lägesmått (medelvärde och median) samt spridningsmått (kurtosis och skevhet) för uppmätta respektive logaritmer till totalhalter kväve (TN) och fosfor (TP) från 75 studerade källvattendrag. Mått för logTN(n=72) samt logTP(n=73) exklusive outliers är kursiverat.	23
Tabell A1 Variansanalys av logaritmer till totalhalter fosfor (logTP) respektive kväve (logTN) indelade efter tillrinningsområdets egenskaper inom faktorerna TWI, DTW respektive jordartsfördelning. Analysresultat där outliers exkluderats är kursiverade.	1
Tabell A2 Antal mätvärden (n), aritmetiskt medelvärde ( $\bar{x}$ ) och standardavvikelse (s), beräknade från originaldata och presenterade i mg/l totalkväve (TN) för respektive gruppindelning utifrån studerade områdesfaktorer. Värden som ändrats efter exkludering av outliers är kursiverade, de oförändrade är markerade i grått.	2
Tabell A3 Antal mätvärden (n), aritmetiskt medelvärde ( $\bar{x}$ ) och standardavvikelse (s), beräknade från originaldata och presenterade i mg/l totalfosfor (TP) för respektive gruppindelning utifrån studerade områdesfaktorer. Värden som ändrats efter exkludering av extrema outliers är kursiverade, och de oförändrade är markerade i grått.	2

## Figurförteckning

- Figur 1 Provtagningsplatser i sydöstra Sverige. GSD-Fastighetskartan, vektor ©Lantmäteriet (2017) 13
- Figur 2 Exempel på hur vägdragning hindrar höjddatabaserade vattenflöden, samt hur avgränsningen av tillrinningsområdet justerats genom addering av en utloppspunkt. GSD-Fastighetskartan, vektor ©Lantmäteriet (2017), Lutningskartan ©Skogsstyrelsen (2017). 15
- Figur 3 Exempel på hur vägdragning hindrar höjddatabaserade vattenflöden, samt hur det påverkar gränsdragning av tillrinningsområden. GSD-Fastighetskartan, vektor ©Lantmäteriet (2017), Lutnings-kartan ©Skogsstyrelsen (2017). 21
- Figur 4 Tillrinningsområdets areal enligt avgränsning utifrån NNH grid 2+ samt GSD-höjddata, grid 50+. Områdena är sorterade i grupper efter NNH och felstaplarna markerar första och tredje kvartilen i respektive grupp. 22
- Figur 5 Boxplot av logaritmer till totalhalter av fosfor (logTP) och kväve (logTN) i µg/l, med markerade outliers och medelvärden (x). Felstaplarna markerar minsta och högsta värdet inom intervallet 1,5 interkvartilavstånd under första kvartilen respektive över tredje kvartilen. 24
- Figur 6 Boxplot över logaritmer till halter totalfosfor (logTP), indelade efter områdesmedelvärde för DTW. Två extrema outliers är exkluderade. Det är en statistiskt signifikant skillnad i logTP mellan DTW 1-2 och DTW > 4 ( $p = .003$ ,  $\eta^2 = .27$ ). 25
- Figur 7 Boxplot över logaritmer till halter totalkväve (logTN), indelade i grupper efter jordartsfördelning, exklusive tre områden med outliers. Skillnaden i logTN mellan områden med > 5 % och < 1 % sandiga jordarter är statistiskt signifikant ( $p = .004$ ,  $\eta^2 = .17$ ). Även områden med > 5 % sandiga och > 1 % leriga jordarter är statistiskt signifikant skilda ( $p = .005$ ,  $\eta^2 = .34$ ). 27
- Figur 8 Medelvärden för uppmätta halter och beräknade PLC6-typhalter av totalkväve (TN)(till vänster) och totalfosfor (TP)(till höger). Den streckade delen markerar skillnaden mellan medelvärde av samtliga mätvärden och medelvärde exklusive 3 outliers (TN) respektive 2 extrema outliers (TP). Felstaplarna markerar interkvartilavståndet, Q1 till Q3. 28



## Förkortningar

ANOVA	Analysis of Variance
DTW	Depth to water
GSD	Geografiska Sverigedata
NNH	Ny nationell höjdmodell, grid 2+
PLC	Pollution Load Compilation
SMED	Svenska MiljöemissionsData
SVAR	Svenskt vattenarkiv
TN	Totalkväve
TP	Totalfosfor
TWI	Topographic Wetness Index
ViVaN	Virtuellt nätverksbildat vattendrag nät



# 1 Introduktion

## 1.1 Ingen övergödning

Övergödning är ett utbrett miljöproblem som drabbar sjöar, vattendrag och havsområden. Näringstillförsel till sjöar och vattendrag från omgivande landskap är en naturlig process, men tillförseln har ökat till följd av antropogena verksamheter. Den ökade näringsbelastningen orsakar kraftig tillväxt och innebär betydande påfrestningar på de akvatiska ekosystemen. Ökad primärproduktion resulterar i grumligt vatten och medför högre syreförbrukning vid nedbrytning av det organiska materialet (Correll 1998). Bottenvegetation och fauna tvingas anpassa sig till en miljö med reducerat siktdjup och syrebrist, vilket kan leda till förändrad artsammansättning, minskad biodiversitet och döda bottenar. Övergödning innebär följaktligen ett allvarligt hot mot de akvatiska ekosystemen.

Östersjön är svårt drabbad av övergödning och det krävs internationella krafttag för att komma tillrätta med dessa problem. Länderna kring Östersjön samarbetar genom Helsingforskommissionen (HELCOM) för att uppnå god ekologisk och kemisk vattenstatus senast år 2027. För att bedöma utvecklingen görs årligen uppskattningar av näringsbelastningen till Östersjön i Pollution Load Compilation (PLC). I Sverige genomförs dessa av Svenska Miljöemmissionsdata (SMED) på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten. Var sjätte år sammanställer SMED resultaten genom att modellera källfördelning av näringsämnen och inom HELCOM utvärderas därefter periodens förvaltningsarbete och nya åtgärdsplaner upprättas. För att vidare vägleda miljövårdsarbetet i Sverige har det formulerats 16 miljö kvalitetsmål som ska omfatta de huvudsakliga miljöproblemen. Miljömålet ”Ingen övergödning” avser att begränsa belastningen av näringsämnena kväve och fosfor på vattendrag, sjöar och hav. För att följa upp miljömålet och utforma lämpliga miljö kvalitetsnormer med åtgärdsprogram krävs att utsläppen kan identifieras och kvantifieras.

## 1.2 Skattning av näringsbelastning

Den totala näringsbelastningen till Sveriges omgivande vatten kan delas upp i belastning från diffusa källor, punktutsläpp och atmosfärsdeposition. Diffus belastning är ämnesförluster från marken som sker via erosion, utlakning genom marken eller genom ytavrinning. Omfattningen av förlusterna beror främst på ämnets förekomstformer i marken, markstruktur och -textur, hydrologiska förhållanden samt klimatfaktorer.

Kväve (N) förekommer främst bundet till organiskt material, men även i marklösningen som växttillgängligt ammonium eller nitrat. Nitrat är endast svagt bundet till markpartiklar och löper därför stor risk för utlakning löst i markvattnet (Eriksson med fl. 2011). Från orörd skogsmark sker N-utlakning däremot främst i organiskt bunden form. Fosfor (P) förekommer främst bundet i organiskt material, adsorberat till partikelytor eller i svårslösliga föreningar, men även som fosfat i marklösningen. Markens sorption av P ökar med förekomst av lerpartiklar, aluminium och järn, samt vid lågt eller högt pH (Eriksson med fl. 2011; Ulén 2005). Fosfor förloras främst genom erosion av partikelbunden P, men förluster sker även med ytavrinning och utlakning av P i olika former (Bergström med fl. 2007; Ulén 2005). I sjöar är tillgången på P begränsande för primärproduktion, medan N är begränsande i havet (Howarth & Marino 2006; Schindler 1977, 2012).

Det är svårt att mäta belastningen från diffusa källor, därför används modeller som uppskattar bidraget från olika marktyper. Markindelningen som användes i den senaste periodrapporten av PLC6 (Widén-Nilsson med fl. 2016) utgår från vägkartans marktyper som aggregerats i övergripande klasser. I klassen Skog görs ingen skillnad mellan olika trädslag eller trädålder då det inte verkar påverka näringsförlusterna (Löfgren med fl. 2012), och inte heller skiljs brukad skog från skyddad skog (Löfgren & Westling 2002). Däremot utgör skogsbrukets kalhyggen en separat markklass eftersom kalavverkning ökar näringsförlusterna till omgivande vatten (Löfgren & Westling 2002). Näringsförluster orsakade av antropogen verksamhet som kalavverkning skiljs från naturliga förluster från skog, så kallad bakgrundsbelastning. Det möjliggör uppskattning av potentialen att reducera näringsbelastningen.

Utifrån uppmätta halter av näringsämnen identifieras och skattas bidrag från olika källor. Diffus belastning beräknas med så kallade typhalter som anger läckagekoncentrationer i vattendrag nedströms respektive markslag. Typhalterna multipliceras med avrinningen samt markarealer för respektive markslag. Detta ger den totala bruttobelastningen från ett visst avrinningsområde. Belastningsberäkningarna korrigeras för retention, alltså den del av näringsförlusterna som frånskiljs vattenflödet i markprofilen eller i sjöar och vattendrag. Genom att skatta

typhalter per markanvändning och summera arealerna kan den totala belastningen till Sveriges omgivande vatten uppskattas.

### 1.3 PLC6-typhalter

Det konstaterades 2012 att bakgrundsbelastningen av N och P till norra Östersjön var beräknad för lågt (Löfgren med fl. 2012). Missvisande källfördelning medför att bidraget från andra källor felaktigt överskattas, vilket resulterat i höga åtgärdskrav på bland annat jordbruk, reningsverk och enskilda avlopp. Löfgren med fl. (2012) menade att detta kunde vara en konsekvens av för låga typhalter från skog och sankmark i PLC5. Därför genomfördes ytterligare studier av skogsparametrar i försök att förbättra N- och P-typhalterna inför PLC6.

Inom ramen för ett flertal SMED-projekt (Fröberg & Löfgren 2014; Fröberg med fl. 2016; Löfgren med fl. 2011a, 2011b; Löfgren med fl. 2012) studerades bland annat halter av N och P i avrinningen från skog och sankmark. Det gjordes mätningar i källvattendrag vid utloppet till 200 slumpmässigt utvalda delavrinningsområden i Dalälven och i sydvästra Sverige (Viskan, Ätran, Nissan och Lagan). Delavrinningsområden som uppfyllde ett antal kriterier hade tagits fram med hjälp av det virtuella vattendragsnätverket ViVaN, som baseras på lantmäteriets höjddata-modell med 50 meter upplösning. Kriterierna var att källvattendragen skulle vara vattenförande året om, utloppspunkten skulle ligga nära en bilväg och delavrinningsområdet skulle inte innehålla några sjöar eller tätortsområden (Fröberg & Löfgren 2014). Slutligen fick jordbruksmarksarealen maximalt utgöra 5 % av den totala arealen (Fröberg & Löfgren 2014).

Resultaten indikerade att skogstillväxt är en viktig förklaringsvariabel till näringsförluster, men att de kausala variablerna sannolikt är temperatur, nederbörd och N-förhållanden i marken och inte tillväxten som sådan (Fröberg & Löfgren 2014; Löfgren med fl. 2011b, 2012). Även andel hygge och sankmark i avrinningsområdet visades vara viktiga förklaringsvariabler, där en större andel hyggen och sankmark ledde till ökade förluster av organiskt material och N.

PLC5-typhalterna visade sig avsevärt underskatta förluster av både N och P från skogsmark i jämförelse med mätdata från sydvästra Sverige. Efter analyser av skogsparametrar och uppmätta halter av N och P uppdaterades modellerna för typhaltskattningar och det kunde presenteras typhalter med högre förklaringsgrad i PLC6 (Fröberg & Löfgren 2014). I södra Sverige var PLC6-typhalterna generellt högre än i PLC5 vilket förklarades av minskad retention. Prover hade tagits i mindre, sjölösa områden där omsättningstiden är kortare och därför antogs retentionen vara mindre i jämförelse med i tidigare avsevärt större områden med sjöar.

Skattningsmodeller för typhalter kalibreras regelbundet mot uppmätta näringshalter, men det har saknats mer omfattande dataunderlag från skogsdominerande områden i sydöstra Sverige. Därför har typhalterna i sydöst inte kunnat verifieras utan grundas på modelleringar utifrån data från sydvästra Sverige (Fröberg & Löfgren 2014). Under höst och senhöst 2016 gjordes ytterligare provtagningar i 100 källvattendrag i sydöstra Sverige, vilka inte analyserats i nämnda SMED-rapporter för PLC6. De nya provtagningarna möjliggör analyser baserade på mätdata och den här studien kommer att utnyttja den möjligheten och fortsättningsvis fokusera på sydöstra Sverige samt PLC6-typhalter för totalkväve (TN) och totalfosfor (TP).

### 1.3.1 PLC6-typhalter för sydöstra Sverige

Årstyphalterna för TN ändrades i södra och mellersta Sverige efter tidigare nämnda studier och månadsfaktorer användes för att beräkna säsongsvariationer. Höjden över havet, samt nordlig och östlig koordinat förbättrade N-typhalterna i sydvästra Sverige och i sydöst har det påvisats högre halter av organiskt N i avrinningen från skogsområden än i sydväst. De nya PLC6-typhalterna för TN i skog och sankmark är därför koordinatberoende och visar en gradient med högst halter i sydöst. Sankmark har dock något högre skärningsvärde och TN-förlusterna från hyggen beräknas vara dubbelt så stora som från skogen.

Typhalter för TP i södra Sverige gav inte bättre förklaringsgrad när koordinater inkluderades och PLC6-typhalten är därför fortsatt konstant över hela södra Sverige. Det kunde inte heller påvisas någon signifikant säsongsvariation och därför är typhalten även konstant över året. Under de fyra säsongsmätningarna varierade medianen mellan 0,013 - 0,021 mg/l och det beslutades att TP-typhalten skulle motsvara medianen från vårmätningarna, då de uppmätta halterna var som lägst (Fröberg & Löfgren 2014). Årstyphalten i PLC6 för TP i skog och sankmark i södra Sverige bestämdes därför till 0,013 mg/l, vilket kan jämföras med tidigare 0,008 mg/l från PLC5. I södra Sverige beräknas PLC6-typhalten för TP från hygge som en faktor 1,6 multiplicerat med skogstyphalten, alltså totalt en typhalt om 0,021 mg/l.

## 1.4 Avgränsning av tillrinningsområden

För att studera områdesfaktors påverkan på näringsförluster kan uppmätta halter analyseras i förhållande till de aktuella faktorerna uppströms en provtagningspunkt i ett källvattendrag. Det studerade området motsvarar då punktens delavrinningsområde och avgränsas av höjdryggar som delar vattenflödet så att bara ytvatten som dräneras inom avgränsningarna kommer att passera utloppspunkten. När endast

markytan och inte sjöarealer inom området avses benämnas det tillrinningsområde. För att genomföra analyser av områdesfaktorer behövs således avgränsningar av de studerade tillrinningsområdena, och dessa kan beräknas utifrån topografiska data. Högupplösta topografiska data skulle kunna bidra till en ökad detaljnivå och eventuellt mer tillförlitliga avgränsningar av tillrinningsområden.

Lantmäteriet har tagit fram en ny nationell höjdmodell (NNH) med högre rumslig upplösning om 2 x 2 meter och med ett fel i höjddled mellan 0,2 och 0,5 meter. NNH kan jämföras med den äldre höjdmodellen GSD-höjddata med upplösningen 50 x 50 meter och 2,5 till 5 meter fel i höjddled (Lantmäteriet 2016). Terrängmodellen skapades genom laserskanning och klassificering av landskapet och den möjliggör större noggrannhet i beräkning av höjdberoende faktorer som exempelvis topografiska fuktighetsindex.

Det förekommer vissa brister i marktypklassificeringen i NNH, exempelvis kan mindre vattendrag eller diken av misstag registreras som vegetation (Lantmäteriet 2016; Rönnberg 2014). I höjddatabaserade hydrografiska flödesnätverk förekommer även felkartering av mindre vattendrag men framförallt kan det bildas falska flödeshinder i terrängen när vattentransporten sker under markytan (Eveborn & Djodjic 2015; Rönnberg 2014). Vägar eller broar som korsar vattendrag kan till exempel skapa avbrott i hydrografen eftersom vägtrummor eller täckdiken inte markeras i höjddata. Därför har det utvecklats flera metoder för att anpassa terrängmodeller att korrekt avbilda vattenflöden i landskapet, som att etsa ned områden i höjddata för att justera för korsande vägar till exempel. Lantmäteriet och SMHI håller på att färdigställa ett rikstäckande hydrografiskt nätverk med sammanhållen struktur som baseras på NNH samt fastighetskartan (Lantmäteriet 2017; Rönnberg 2014). Flödesnätverket fanns dock inte tillgängligt för analyser inom PLC6, utan planerades vara sammanställt under år 2017.

Kvaliteten av geografiska data kan inverka på resultaten och därmed på möjligheten till förbättring av skattningsmodellerna. För att vidare förbättra N- och P-typhalter från skog och sankmark skulle ytterligare potentiella områdesfaktorer kunna studeras, exempelvis markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning.

## 1.5 Områdesfaktorer

### 1.5.1 Markfuktighetsförhållanden

Hög markfuktighet har kopplats till ökad mobilitet av N och P i marken och ökade förluster framförallt på grund av ökad erosion och ytavrinning (Onderka med fl. 2012; Roberts med fl. 2017; Welsch med fl. 2001; Wilson med fl. 2016; Zhu med

fl. 2017). Vid mättade förhållanden riskeras förhöjda förluster via utlakning genom marken, eftersom kemiska reaktioner gör att koncentrationen av närsalter i markvattnet ökar. När markytan är vattenmättad kan det även uppstå ytaavrinning eftersom vattnet inte kan ledas ned i marken, men ytaavrinning är mycket ovanligt i svensk skogsmark (Seibert med fl. 2011). Avrinningen kommer främst från laterala grundvattenflöden i markens övre skikt där den hydrauliska konduktiviteten är hög (Seibert med fl. 2011). Under växtsäsongen kan det anrikas organiskt N i markens övre humusrika skikt och i kombination med mättade markvattenförhållanden eller hög avrinning kan N-förlusterna öka via utlakning. Under mindre fuktiga förhållanden kan markvattnet transporteras genom eventuella makroporer, och endast låga koncentrationer närsalter hinner frigöras i lösningen. Istället ökar då den inre erosionen, då markpartiklar och organiskt material förs med det kraftiga vattenflödet. Markfuktigheten kan även påverka markstrukturen genom att förändra partiklarnas stabilitet och därmed förändra ämnestransporten (Gerard 1987).

För att uppskatta markfuktighetsförhållanden används vanligtvis olika topografiska fuktighetsindex som Topographic wetness index (TWI) eller Depth-to-water index (DTW). Båda indexen beräknas utifrån topografiska data och bygger på antagandet att markfuktighet till stor del beror på landskapets topografi (Hawley med fl. 1983), men markfuktighet korrelerar även med avstånd till berggrunden, jordartsfördelning och andra markegenskaper (Baldwin med fl. 2017; Takagi & Lin 2012). TWI kan användas som ett mått på benägenhet till ackumulation av ytvatten, eftersom ett område med högt TWI kan antas innehålla zoner som blir vattenmättade vid nederbörd. Högt TWI skulle på så vis kunna bidra till ökad denitrifikation och ökade N-förluster (Onderka med fl. 2012).

TWI kan beräknas med formeln: 
$$TWI = \ln \left( \frac{A}{\tan \beta} \right)$$

där A är punktens ackumulationsvärde, total area av avrinningsområdet uppströms en specifik punkt, och  $\beta$  är lutningsvinkeln i samma punkt (Beven & Kirkby 1979). Det innebär att markfuktigheten är högre i områden med hög flödesackumulering där mer vatten kan ansamlas, men minskar med ökad sluttning där vattnet istället leds bort. Därför är markfuktighetsindexet högre i låglänta och flacka områden. TWI är dock känsligt för skala och det har påvisats svårigheter att identifiera flödesvägar och lokala landskapsvariationer speciellt när topografiska data har högre upplösning än 24 meter (Murphy med fl. 2009; Seibert med fl. 2007; Ågren med fl. 2014).

DTW indexet utvecklades för att återge fuktighetsförhållanden med högre precision och baseras både på topografi och hydrologiska data (Murphy med fl. 2009). Indexet utgår från antagandet att jordens mättnadsgrad beror av närheten till nedströms ytvatten. DTW bygger på flödesriktning och ackumulering beräknade



utifrån höjddata, samt avstånd till ytvattnet med närmst hydrologisk koppling, vilket beräknas utifrån höjdskillnader och sluttningslängd. DTW är relativt oberoende av skala och återger markfuktighetsklasser med hög precision oavsett upplösning (Murphy med fl. 2011; Ågren med fl. 2014).

### 1.5.2 Jordartsfördelning

Studier av jordbruksmark har visat att jordartsfördelningen är en viktig förklaringsfaktor till läckage av både N och P (Fölster & Djodjic 2015; Johnsson med fl. 2008), däremot har få studier genomförts på skogsmark.

Jordbruksmark läcker oftast högre halter N i sandiga eller moiga jordarter, på grund av sandjordars jämna markvattenflöde och högre nitrathalter, medan lerjordar har större förmåga att binda N (Fölster & Djodjic 2015; Johnsson med fl. 2008; Kyllmar med fl. 2006). Det är generellt högre N-utlakning från jordbruksmark i sydost, som ett resultat av låg avrinning och högre andel sandiga jordar (Djodjic med fl. 2004; Fölster & Djodjic 2015).

Motsatt förhållande kan visas för P, då jordbruksmark som domineras av leriga jordarter oftast läcker högre halter P än områden som domineras av sandiga jordarter (Kyllmar med fl. 2006). Erosionsbenägenhet och ökad markfuktighet ökar generellt risken för P-förluster (McDowell & Sharpley 2001). Erosion tenderar att öka med sluttningslängd och lutningsgrad, eftersom vattnets kraft att lösgöra och transportera jordpartiklar ökar med dess hastighet (Morgan 2005). Erosion bidrar ofta till förluster av partikelbundet P och är vanligt i siltiga och leriga jordar, medan det i sandiga jordar med låg sorptionskapacitet förekommer utlakning av löst P (Bergström med fl. 2007; Eriksson med fl. 2011). Erosion är mindre vanligt i aggregerade lerjordar (Ulén 2005), men under mättade markförhållanden kan de fina partiklarna eroderas och utlakas eller föras bort med ytvattnet tillsammans med bundet P. Hög grundvattenyta kan påverka benägenhet till P-utlakning och låglänta områden är ofta kopplade till högre lerhalt (Ulén 2005). Endast 10 % av avrinningsområdet kan stå för 90 % av P-transporten och låglänta, lerrika områden kan stå för en betydande del av P-förlusterna från jordbruksmark (Eriksson med fl. 2011; Ulén 2005).

## 1.6 Syfte

Ökad förståelse för påverkansfaktorer på N- och P-förluster från skog och sankmark skulle i förlängningen kunna förbättra skattningen av antropogen belastning och innebära att åtgärder kan sättas in där det finns störst behov. Höjdmodellen NNH kan öka detaljgraden i beräkningar och grunddata. Markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning har pekats ut som potentiella förklaringsfaktorer som skulle kunna bidra till förbättrad skattning av bakgrunds förluster. Diffus belastning från skog och sankmark har främst studerats kring Dalälven och i sydvästra Sverige, men ytterligare provtagningar har genomförts i sydöstra Sverige vilket öppnar möjligheter till kompletterande analyser.

Syftet med studien är således att undersöka hur NNH påverkar avgränsning av tillrinningsområden, samt om markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning påverkar belastningen av TN och TP på källvattendrag från tillrinningsområden i skog och sankmark. Slutligen jämförs uppmätta halter av TN och TP med framräknade PLC6-typhalter i sydöstra Sverige.

För att undersöka detta används data från provtagningar av TN och TP som genomfördes under senhösten 2016 i källvattendrag vid utloppet från skog- och sankmarksdominerade små delavrinningsområden i sydöstra Sverige. Utifrån NNH räknas det fram tillrinningsområden till utloppspunkterna och därefter testas om TWI, DTW och jordartsfördelning i områdena påverkar de uppmätta halterna av TN och TP och slutligen jämförs uppmätta halter mot befintliga PLC6-typhalter.

## 2 Metod

Detta avsnitt inleds med en kort introduktion till studieområde och provtagningsmetodik, vilket följs av redogörelse för tillvägagångssättet i tre delar. Först beskrivs bearbetning av datamaterial och metod för avgränsning av tillrinningsområden, efterföljande kvalitetsbedömning och justering samt en jämförelse mellan höjdmodellerna. I den andra delen presenteras de statistiska metoder som användes för att undersöka om markfuktighet och jordartsfördelning påverkar näringsbelastningen i källvattendragen. Den inleds med redogörelse för områdesklassificering efter TWI, DTW och jordart, följt av presentation av variansanalys och definition av outliers, hur antaganden säkerställdes och slutligen beskrivning av post hoc test. I den tredje och sista delen redogörs det för beräkning av PLC6-typhalter och hur de jämfördes med uppmätta halter av TN och TP.

### 2.1 Områdesbeskrivning

I läckageregionen sydöstra Sverige har det slumpmässigt valts ut 140 stycken utloppspunkter i källvattendrag från skog och sankmarkområden som uppfyller samma kriterier som i tidigare studier (Figur 1) (Fröberg & Löfgren 2014). Provtagningar gjordes i cirka 100 av de 140 källvattendragen under hösten och senhösten 2016, men höstens mätvärden exkluderades från den här studien eftersom vattenflödet var lågt under höstprovtagningen. Endast senhöstens provtagningar som genomfördes mellan den



Figur 1 Provtagningsplatser i sydöstra Sverige. GSD-Fastighetskartan, vektor ©Lantmäteriet (2017)

17 november till den 1 december användes därför i denna studie. Provtagningar genomfördes av respektive länsstyrelse efter handledningsinstruktioner för miljöövervakning av vattenkemi i vattendrag (Fölster 2016). Samma dag som vattenproverna insamlats skickades de till laboratoriet på Institutionen för Vatten och Miljö vid SLU för analys med miljöövervakningens standardmetoder. Vattenproverna analyserades för olika oorganiska och organiska former av N och P samt baskemi inklusive flera metaller. De vattenkemiska faktorer som undersöktes i den här studien var TN och TP. Metodik för urval och utförande av provtagningar beskrivs utförligt i tidigare studier (Fröberg och Löfgren 2014; Löfgren med fl. 2011a, 2011b).

## 2.2 Avgränsning av tillrinningsområden

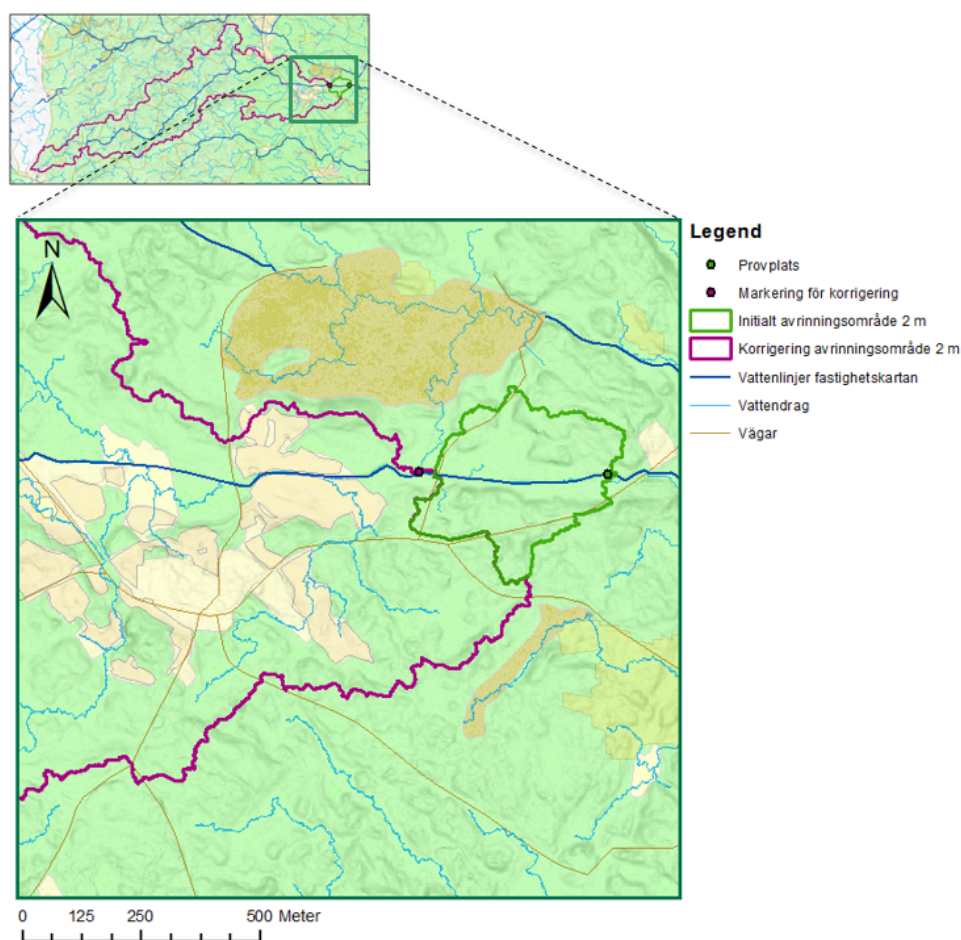
Avgränsningen av tillrinningsområden baserades på flödesriktning och flödesackumulering som tagits fram utifrån NNH. Markanvändningskartan till PLC6 användes som bakgrundskarta tillsammans med lutningskartor från Skogsstyrelsens skogsdatas. Bakgrundskartorna kompletterades med vattenytor, vattendrag respektive vägnät från Fastighetskartan samt provpunkternas delavrinningsområden från ViVaN, framräknade från höjddata 50+. Under studiens gång tillgängliggjordes även en vattendragskarta baserad på NNH, som justerats för hydrologiska hinder i höjddata. Bearbetningen av geografiska data gjordes i programvaran ArcGIS 10.4. utgivet av ESRI.

Inledningsvis justerades provtagningsplatsernas koordinater för överensstämmelse med vattendragsnätet genom att placera utloppspunkter över vattendrag i de topografiska flödesfilerna. I vissa fall krävdes expertbedömning för att avgöra exakt var utloppspunkter skulle placeras. För korrekt placering studerades överensstämmelsen med bakgrundskartorna och i extra komplicerade fall studerades dessutom markfuktighetskartan eller ortofoto genom Skogsstyrelsens kartverktyg för skogliga grunddata. Utifrån höjdskillnader i NNH terrängkartan beräknades sedan vattnets flödesriktning i varje cell och utifrån det beräknades hur många celler varje cell tar emot vatten från, alltså hur vattnet ackumuleras i terrängen. Därefter kunde de nya utloppspunkternas respektive tillrinningsområde avgränsas utifrån flödesriktning och flödesackumulering.

Kvaliteten av tillrinningsområdena bedömdes efter hur väl vattendelarna förhöll sig till bakgrundskartorna, flödesfilerna, samt den justerade vattendragskartan. Kvalitetsbedömning gjordes således inte på plats, utan baserades enbart på analys av geografiska data. Respektive område tilldelades en av kvalitetsklasserna god, acceptabel eller otillfredsställande representation. God representation innebar att området bedömdes överensstämma väl med övriga geografiska data. Acceptabel

kvalitet innebar att det i huvudsak bedömdes representera området, men att det uppvisade vissa avvikelser av liten betydelse. Den lägsta kvalitetsklassen innebar att identifieringen ansågs så avvikande att den inte verkade tillförlitlig.

Om kvaliteten bedömdes bristfällig gjordes försök till justeringar endast i de fall bristerna ansågs möjliga att åtgärda, som när vattenflödet brutits av fysiska hinder (Figur 2). Utloppspunkter introducerades då för att komplettera tidigare vattendelare genom sammanslagning med tillrinningsområden framräknade från de nya punkterna. Efter justeringar gjordes nya kvalitetsbedömningar och inför analys togs områdesegenskaper fram i respektive tillrinningsområde. De kartskikt som användes för analys av områdesfaktorer var TWI, DTW och jordartskartan från Sveriges Geologiska undersökning (SGU).



Figur 2 Exempel på hur vägdragning hindrar höjddatabaserade vattenflöden, samt hur avgränsningen av tillrinningsområdet justerats genom addering av en utloppspunkt. GSD-Fastighetskartan, vektor ©Lantmäteriet (2017), Lutningskartan ©Skogsstyrelsen (2017).

I ett försök att utvärdera NNHs prestation vid avgränsning av tillrinningsområden jämfördes de i förhållande till avgränsningen från tidigare höjddata 50+. De godkända framräknade områdenas areal jämfördes med arealer av samma områden utifrån höjddata 50+. Tillrinningsområden från respektive höjdmodell sorterades in i fyra grupper efter areal i NNH med brytpunkter i 100, 200 och 300 hektar. Medelvärde och första samt tredje kvartilen beräknades för respektive åtta grupper och presenterades i ett stapeldiagram för jämförelse mellan höjdmodellerna.

## 2.3 Områdesfaktorer

### 2.3.1 Gruppindelning

Tillrinningsområdena sorterades i grupper efter TWI, DTW respektive jordartsfördelning för att samla områden som uppvisade liknande egenskaper och undersöka om det kunde påvisas skillnader i uppmätta halter TN och TP mellan grupperna (Tabell 1). Tillrinningsområden som inte bedömdes uppnå acceptabel kvalitet exkluderades från analyser och även områden som inte längre uppfyllde urvalskriterierna sorterades bort.

Både TWI och DTW delades in i grupper efter medelvärdet per tillrinningsområde. För analys av TWI delades områden upp i grupper med brytpunkter i första (Q1), andra (Q2), och tredje (Q3) kvartilen, där ett högre värde innebar högre markfuktighet (Tabell 1). Grupperingar för analys av DTW gjordes genom att dela in områden i fyra homogena grupper med brytpunkter i värdena 2, 3 och 4 meter, där högre värden innebar lägre markfuktighet (Tabell 1).

Jordartsfördelningen i tillrinningsområdena var relativt homogen med dominerande morän, därför baserades gruppindelningen på de faktorer som ansågs väsentliga. Andelar sandiga respektive leriga jordarter har visats påverka näringsförlust i jordbruksmark och dessa egenskaper bedömdes därför betydelsefulla trots att jordarterna i detta fall endast utgjorde en liten del av områdena.

*Tabell 1 Kriterier för gruppindelning av tillrinningsområden utifrån respektive områdesfaktor.*

	TWI	DTW [m]	Jordartsfördelning
Grupp 1	> Q3	> 4	> 5 % Sand
Grupp 2	> Q2 och <Q3	> 3 och <4	1-5 % Sand och <1 % Ler
Grupp 3	> Q1 och <Q2	> 2 och <3	< 1 % Sand
Grupp 4	< Q1	< 2	> 1 % Ler och < 5 % Sand

Tabell 2 Jordarter som inkluderades i sandiga respektive leriga jordarter.

Sandiga jordarter	Leriga jordarter
Grus	Loam
Sand	Silt Loam
Isälvssediment	Silt
Loamy Sand	Clay Loam
Sandy Loam	Silty Clay Loam
	Silty Clay
	Lera

Relevanta jordarter samlades under benämningarna sandiga eller leriga jordarter (Tabell 2), där sandiga jordarter även inkluderade grus och leriga jordarter även bestod av siltiga jordarter, eftersom dessa bedömdes uppvisa likartade markegenskaper. Tillrinningsområdena delades in i fyra grupper (Tabell 1), de tre första grupperna efter andel sandiga jordarter med brytpunkterna 5 % och 1 %. Den fjärde gruppen bestod av områden med > 1 % leriga jordarter, varav några innehöll > 1 % sandiga jordarter, men ett område innehöll > 5 % sandiga jordarter och klassades därmed till grupp 1.

### 2.3.2 Variansanalys

Korrelationen mellan områdesfaktorer och TN eller TP studerades genom att utföra variansanalyser (ANOVA) i Excel. Signifikansnivån som valdes för studien var  $p < 0.05$ . De antaganden som ska uppfyllas för att genomföra ANOVA är att TN och TP ska vara kontinuerliga och normalfördelade, observationerna ska vara slumpade från urvalet och oberoende av varandra samt att varianserna ska vara homogena. Homogena varianser innebär att spridningen inom grupperna är lika stor, vilket kan påverkas av skillnader i antal observationer per grupp eller om det förekommer mycket avvikande värden (outliers). Outliers kan identifieras på flera olika sätt, i den här studien identifieras de som mätvärden utanför intervallet 1,5 interkvartilavstånd (IQR) under första kvartilen (1Q) respektive över tredje kvartilen (3Q). För extrema outliers användes intervallet 3 IQR utanför 1Q respektive 3Q. Tillrinningsområdena där outliers kunde identifieras granskades för att undersöka eventuella felaktigheter eller samband.

Det kontrollerades om TN och TP uppfyllde antagandet om normalfördelning genom att studera skevhet och kurtosis. Skevheten beskriver symmetrin i fördelningen, positiv skevhet innebär att medelvärde > median, och kurtosis beskriver spridningen, positiv kurtosis innebär ökad sannolikhet att det förekommer extrema värden. Normalfördelade värden skulle uppvisa skevhet =  $0 \pm 2$  och excess kurtosis =  $0 \pm 3$ . Det kunde konstateras att de uppmätta halterna TN och TP inte

följde normalfördelning, fördelningen justerades därför genom att använda värdenas 10-logaritmer. De statistiska måtten beräknades även exklusive identifierade outliers och extrema outliers.

Homogena varianser kontrollerades med Levene's test som svarar på huruvida varianserna skiljer sig signifikant åt mellan grupperna. Det innebar att ANOVA genomfördes för mätvärdenas differenser till gruppernas respektive median och gruppernas varianser kunde bedömas homogena om testet visade ett icke signifikant resultat ( $p > 0.05$ ).

Slutligen undersöktes korrelationerna för respektive områdesfaktor genom envägs ANOVA av logaritmer till halterna TN och TP. I ANOVA undersöktes om medelvärdet av halterna skiljde sig åt mellan grupperna, genom att testa hypotesen att alla gruppers medelvärden är lika stora. Variationen av halterna inom grupperna jämfördes med variationen mellan grupperna i ANOVA som slutligen visade om det förekom en statistiskt signifikant skillnad mellan minst två av grupperna. För att undvika eventuella fel analyserades områdena igen exklusive tre outliers från logTN och två extrema outliers från logTP, eftersom de trots Levene's test verkade påverka homogenitet av varianserna. I de fall det kunde påvisas statistiskt signifikanta skillnader mellan grupperna gjordes parvisa t-test för att undersöka vilka specifika grupper som skiljde sig åt. Eftersom det var fyra grupper gjordes sex t-test för att undersöka alla grupp-par, men eftersom det gjordes enskilda test ökade detta risken för typ I fel, alltså falska signifikanta resultat. Därför bestämdes signifikansnivån till  $p < 0.05/6 = 0.008$ , efter Bonferroni korrektion. Effektstorleken presenterades genom korrelationskvoten ( $\eta^2$ ) som beräknas av förklarad varians ( $SS_R$ ) genom total varians ( $SS_T$ ). Den presenterar hur stor del av den totala variansen som kan förklaras av variationen i den oberoende variabeln.

## 2.4 Beräkning av typhalter

Typhalter för TN och TP togs fram för att jämföras med de uppmätta halterna i källvattendragen. Tillrinningsområden som tilldelats den lägsta kvalitetsklassen exkluderades eftersom de inte bedömdes representativa. De ekvationer som användes för beräkning av typhalter till TN och TP presenteras utförligt av Fröberg och Löfgren (2014)(Tabell 3). TN-typhalter beräknades bland annat utifrån nord och ost-koordinater för utloppspunkterna till tillrinningsområdena angivet i koordinat-systemet RT90 med sju heltalssiffror. De månadsfaktorer som användes till TN-typhalter var 0.97 för provtagningar genomförda i november och 0.91 för december. I södra Sverige utgjordes TP-typhalterna av konstanter (Tabell 3), men för TP användes inte någon säsongsvariation och inte heller någon rumslig variation. Typhalterna viktades efter andel skog, sankmark och hygge i tillrinningsområdet,



men då områdena även bestod av andra marktyper skiljde sig totalsummorna åt och summan av de tre marktyperna användes därför som total. Andel av respektive markanvändning multiplicerades med dess framräknade typhalt och de tre adderades till en viktad typhalt.

Medelvärden beräknades för PLC6-typhalter respektive uppmätta halter av TN och TP. För de uppmätta halterna beräknades medelvärde både från samtliga värden och exklusive outliers (TN) eller extrema outliers (TP). Första och tredje kvartilerna beräknades utifrån samtliga mätvärden för att markera spridningen inom respektive grupp.

*Tabell 3 Ekvationer för beräkning av typhalter totalkväve (TN) samt konstanta typhalter totalfosfor (TP) för olika markanvändningstyper i sydöstra Sverige (Fröberg och Löfgren 2014).*

Markanvändning	Typhalt
TN Skog	$4,968 - 1,049 * 10^{-6} * \text{Nord} + 1,741 * 10^{-6} * \text{Ost}$
TN Sankmark	$5,364 - 1,049 * 10^{-6} * \text{Nord} + 1,741 * 10^{-6} * \text{Ost}$
TN Hygge	TN Skog * 2
TP Skog och sankmark	0,013 mg/l
TP Hygge	TP Skog * 1,6 mg/l = 0,013 * 1,6 mg/l = 0,021 mg/l

## 3 Resultat

### 3.1 Avgränsning av tillrinningsområden

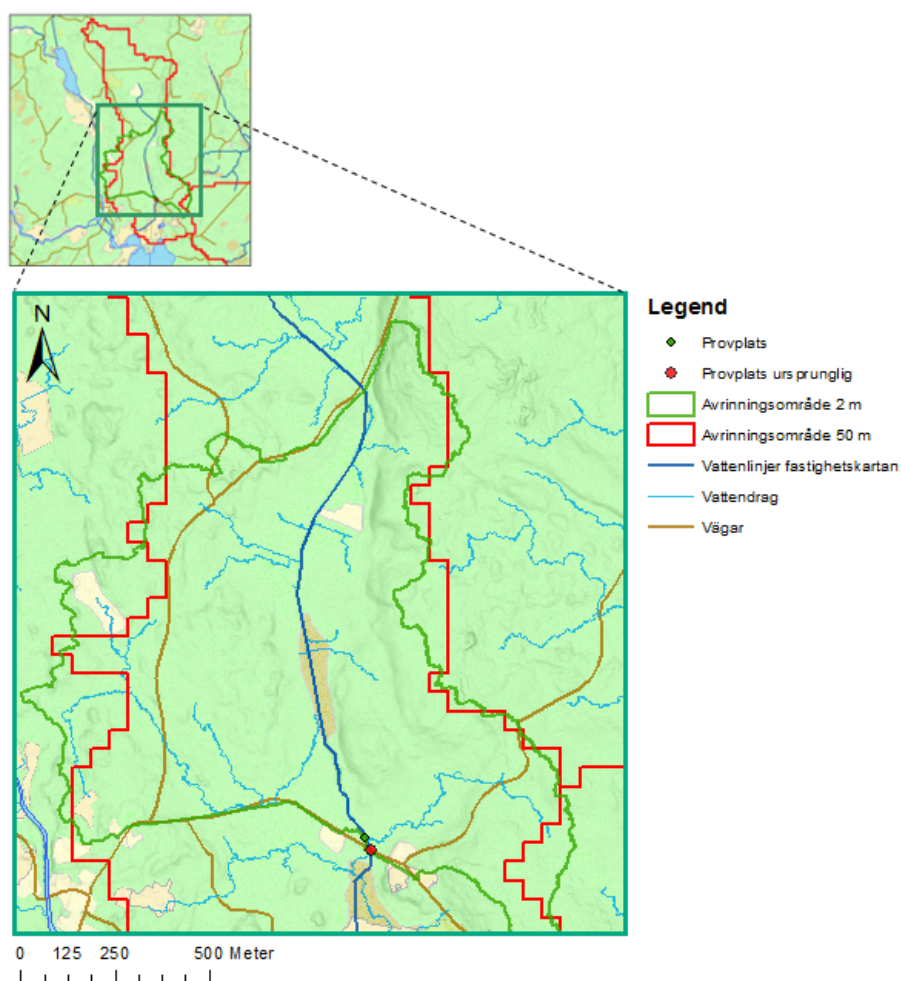
Det var tidskrävande att avgränsa tillrinningsområden eftersom det krävdes individuella bedömningar av dem i samtliga delmoment. Vid justering av de initiala utloppspunkterna till kartans vattendrag var flera av punkterna svårbedömda eftersom de kunde lokaliseras till mer än en plats i vattendragen. Placeringen av utloppspunkter var avgörande för tillrinningsområdenas gränsdragning och det var speciellt viktigt att placeringen blev korrekt i förhållande till biflöden och sammanflöden. Det tillkallades därför experthjälp vid bedömning av cirka 20 % av punkterna.

Det var stora brister i avgränsningen av tillrinningsområden utifrån NNH enligt de bedömningar som gjordes. Avgränsningarna påverkades bland annat av att det virtuella vattenflödet avbildades felaktigt, exempelvis vid vägar eller utmed diken (Figur 3). En tredjedel av tillrinningsområdena bedömdes ha förbättringspotential. Efter manuell justering av dessa kunde hälften av dem uppgraderas i kvalitet, motsvarande 17 % av det totala antalet tillrinningsområden (Tabell 4). Inledningsvis bedömdes 39 % av områdena vara goda representationer och efter manuell justering var motsvarande siffra 49 %, och ytterligare 28 % som bedömdes acceptabla (Tabell 4). Trots justeringar förblev 23 % av tillrinningsområdena oanvändbara enligt kvalitetsbedömningarna.

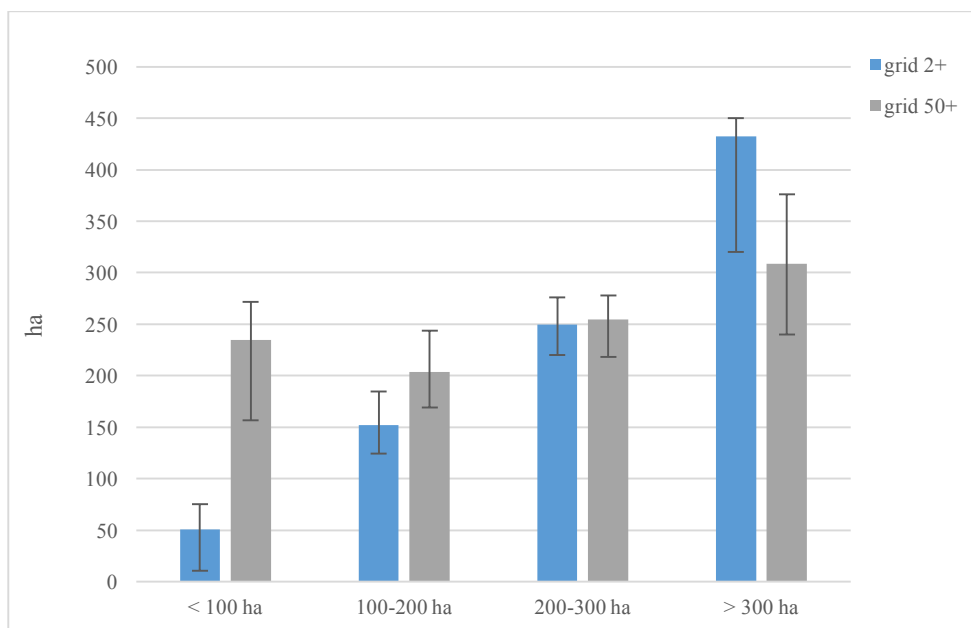
*Tabell 4 Tillrinningsområden klassificerade efter kvalitet av gränsdragningar baserade på NNH-data. Andel områden tilldelade respektive kvalitetsklass innan och efter justeringar.*

Kvalitetsklass	Innan justering	Efter justering
God	39 %	49 %
Acceptabel	32 %	28 %
Otillfredsställande	29 %	23 %

I jämförelsen mellan de goda representationerna från NNH och avgränsningarna med höjddata 50+ gjordes bedömningen att de i studien framräknade områdena generellt representerade området bättre. En jämförelse visar att höjddata 50+ generellt överskattar arealen för mindre områden och underskattar arealen för större områden (Figur 4). Däremot är arealer för områden mellan 200 – 300 ha beräknade ungefär lika med båda höjdmodellerna. Det ska noteras att samtliga delavrinningsområden från höjddata 50+ inkluderades, trots att ett okänt antal var uppenbart felaktiga. Vissa delavrinningsområden verkade vara beräknade från andra provpunkter än de registrerade och markeringen kunde ligga innuti eller utanför beräknat avrinningsområde (Figur 3). Det förekom även fall då avgränsningen bedömdes missvisande av andra anledningar.



Figur 3 Exempel på hur vägdragning hindrar höjddatabaserade vattenflöden, samt hur det påverkar gränsdragning av tillrinningsområden. GSD-Fastighetskartan, vektor ©Lantmäteriet (2017), Lutningskartan ©Skogsstyrelsen (2017).



Figur 4 Tillrinningsområdets areal enligt avgränsning utifrån NNH grid 2+ samt GSD-höjddata, grid 50+. Områdena är sorterade i grupper efter NNH och felstaplarna markerar första och tredje kvartilen i respektive grupp.

Studier av ViVaN har presenterat generella kvalitetsbedömningar av GSD-höjddata, grid 50+ (Nisell med fl. 2007), bland annat att felaktigheter i flödesriktningar utifrån höjddatat främst uppstod i flacka områden. Utloppspunkter behövde justeras manuellt även i höjddata 50+ eftersom noggrannheten inte var tillräckligt hög. Vid avgränsningar utifrån höjddata 50+ bedömdes 90 % av avrinningsområdena acceptabla, medan resterande 10 % krävde manuella justeringar. Nisell med fl. (2007) menar att avgränsningen av större avrinningsområden generellt överensstämde bättre med vägkartan än avgränsningen av mindre avrinningsområden.

## 3.2 Områdesfaktorer

### 3.2.1 Datafördelning och urval

I analyser av områdesfaktorer användes endast de områden som var klassificerade acceptabla eller goda representationer av tillrinningsområdena. Utöver det exkluderades två områden som innehöll mer än 5 % jordbruksmark, då de inte längre låg inom ramen för uppsatta kriterier. Ett antal områden saknade mätvärden för TN och TP från provtagningarna under senhösten och dessa exkluderades också vid analyser. Slutligen var det 75 tillrinningsområden som analyserades för jordarts-

fördelning, men det saknades mätvärden av DTW från två områden ( $n=73$ ) och av TWI från åtta områden ( $n=67$ ).

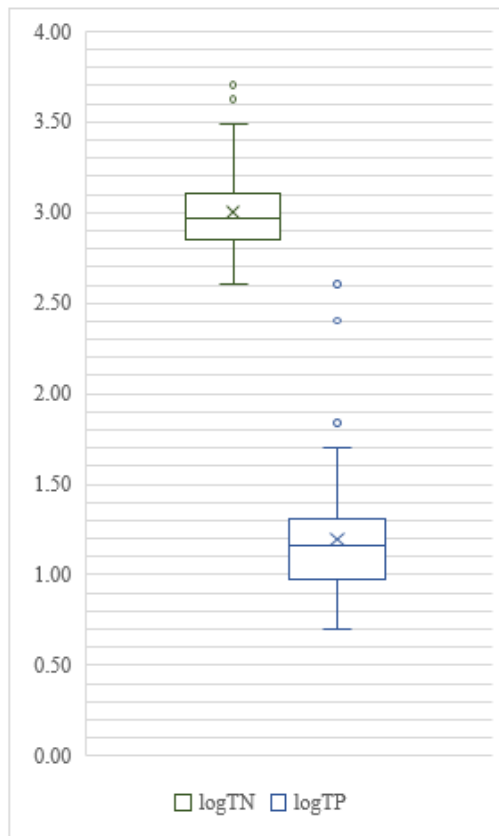
Tillrinningsområdena dominerades av skogsmark, 65 av 75 områden bestod av mer än 75 % skogsmark. Vidare dominerades områdena av jordarten morän, ungefär 50 % av tillrinningsområdena bestod av mer än 75 % morän. Det var 10 av 75 områden som bestod av mer än 5 % sandiga jordarter, och 13 av 75 områden som bestod av mer än 1 % leriga jordarter. Medelvärden för TWI varierade mellan 7.3 och 9.5 där ett högt värde representerar ett fuktigare område. Medelvärden för DTW varierade mellan 1.1 meter till 12.5 meter, med endast två områden över 6 meter, där kortare avstånd innebär högre markfuktighet.

Fördelningen av uppmätta halter TN respektive TP var sned med hög kurtosis och positiv skevhet. Efter att deras logaritmer beräknats var fördelningen av logTN normal med medelvärde närmare median och acceptabla värden för skevhet och kurtosis (Tabell 5). Däremot var logTP fortfarande på gränsen till normalfördelad. Det identifierades fyra outliers inom uppmätta värden logTP, varav två avvek extremt från övriga värden och för logTN identifierades tre mätvärden som outliers (Figur 5). Exklusive outliers (N) eller extrema outliers (P) visar de statistiska måtten ytterligare en minskning i kurtosis och skevhet för logTN och logTP och bedömdes normalfördelade (Tabell 5).

Samtliga outliers från TP-mätningarna återfanns i Västra Götaland, väster om Vättern. Tre av dem var provtagna samma dag och den fjärde påföljande dag. Det kunde inte avgöras om de stora avvikelserna var orsakade av misstag i provtagning eller kemisk analys, eller om de berodde på faktiska extrema avvikelser. Outliers från TN-mätningar kunde inte kopplas samman med några gemensamma egenskaper.

Tabell 5 Statistiska lägesmått (medelvärde och median) samt spridningsmått (kurtosis och skevhet) för uppmätta respektive logaritmer till totalhalter kväve (TN) och fosfor (TP) från 75 studerade källvattendrag. Mått för logTN( $n=72$ ) samt logTP( $n=73$ ) exklusive outliers är kursiverat.

	TN [mg/l]	logTN [log µg/l]	<i>logTN exkl. outliers</i>	TP [mg/l]	logTP [log µg/l]	<i>logTP exkl. outliers</i>
Medelvärde	11.10	2.99	<i>2.96</i>	0.26	1.21	<i>1.18</i>
Median	9.33	2.97	<i>2.96</i>	0.15	1.16	<i>1.16</i>
Kurtosis	13.51	1.81	<i>-0.28</i>	39.05	5.92	<i>0.50</i>
Skevhet	3.29	0.99	<i>0.19</i>	6.04	1.94	<i>0.69</i>



Figur 5 Boxplot av logaritmer till totalhalter av fosfor (logTP) och kväve (logTN) i  $\mu\text{g/l}$ , med markerade outliers och medelvärden (x). Felstaplarna markerar minsta och högsta värdet inom intervallet 1,5 interkvartilavstånd under första kvartilen respektive över tredje kvartilen.

### 3.2.2 Variansanalys och Levene's test

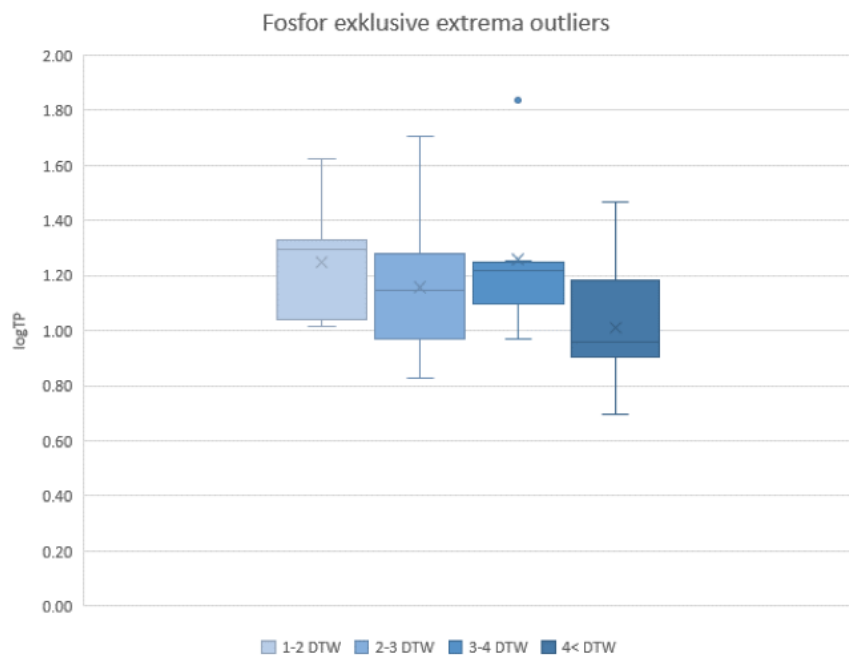
Resultaten från variansanalyserna visade att det inte kunde påvisas någon signifikant skillnad mellan de valda grupperna inom studerade områdesfaktorer om samtliga mätvärden (inklusive outliers) av logTN och logTP analyserades (Tabell A1).

Levene's test påvisade homogena varianser i grupperna inom samtliga områdesfaktorer för både logTN och logTP, men det ska noteras att då testet i sig bygger på variansanalys krävs homogena varianser också i dessa grupper. Skillnader i gruppstorlek och förekomst av outliers verkade påverka varianserna som tycktes skilja sig åt, vilket stod i motsats till resultaten av Levene's test.

### 3.2.3 Markfuktighetsförhållanden

ANOVA mellan de grupper som valts utifrån TWI visade att det inte kunde påvisas någon statistiskt signifikant skillnad i uppmätta halter logTN ( $F_{3,63} = 0.690$ ,  $p = .56$ ,  $\eta^2 = .03$ ), och inte heller i logTP ( $F_{3,63} = 0.218$ ,  $p = .88$ ,  $\eta^2 = .01$ ). Det kan alltså inte fastställas huruvida markfuktighet påverkar halter av TN och TP i källvattendragen. Grupperna innehöll ungefär lika många mätvärden (Tabell A2 & Tabell A3), och därför förväntas ANOVA kunna hantera en viss skevhet i fördelningen. Det ska dock observeras att presenterade värden i Tabell A2 och Tabell A3 beräknades från originalvärden, alltså icke deras logaritmer. Därför kan standardavvikelser och medelvärden ge sken av att skilja sig åt mer än vad analyserna visar.

Resultaten från ANOVA av DTW visade inte någon statistiskt signifikant skillnad i logTN vare sig vid analys av samtliga mätvärden ( $F_{3,69} = 1.276$ ,  $p = .29$ ,  $\eta^2 = .05$ ), eller när outliers exkluderades ( $F_{3,66} = 0.882$ ,  $p = .46$ ,  $\eta^2 = .04$ ). Däremot kunde det påvisas en statistiskt signifikant skillnad i logTP mellan grupper DTW när extrema outliers exkluderades ( $F_{3,67} = 4.04$ ,  $p = .010$ ,  $\eta^2 = .15$ ). Variationen i DTW stod för 15 % av den totala variationen i logTP, men när samtliga mätvärden analyserades påvisades ingen signifikant skillnad ( $F_{3,69} = 2.05$ ,  $p = .11$ ,  $\eta^2 = .08$ ).



Figur 6 Boxplot över logaritmer till halter totalfosfor (logTP), indelade efter områdesmedelvärde för DTW. Två extrema outliers är exkluderade. Det är en statistiskt signifikant skillnad i logTP mellan DTW 1-2 och DTW > 4 ( $p = .003$ ,  $\eta^2 = .27$ ).

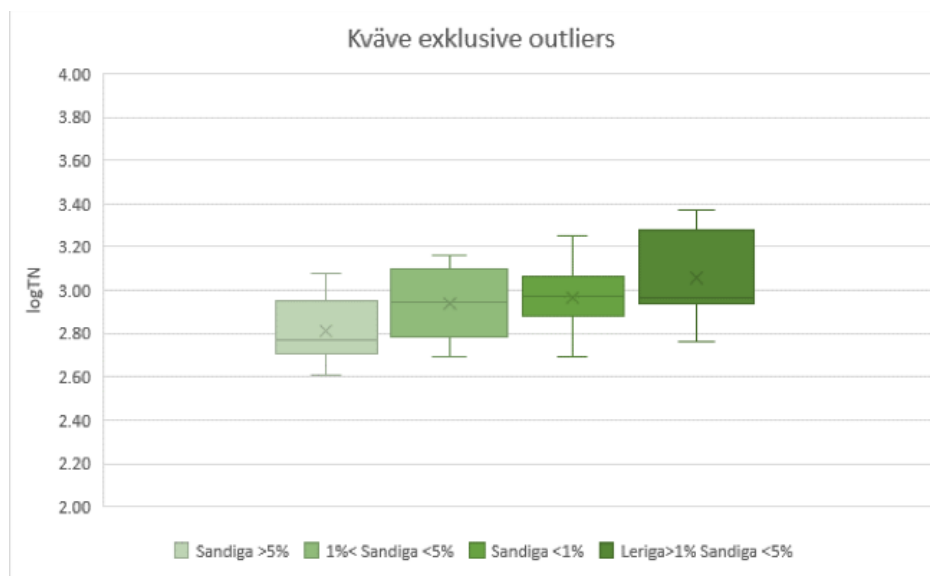
När extrema outliers exkluderades visade post-hoc multipla t-tester statistiskt signifikant lägre halter logTP ( $p = .003$ ,  $\eta^2 = .27$ ) i avrinningen från tillrinningsområden med DTW > 4 ( $\bar{x} = 0.012$ ,  $s = 0.007$ ), än från områden med DTW 1-2 ( $\bar{x} = 0.020$ ,  $s = 0.010$ ) (Tabell A3 och Figur 6). Enligt t-testerna kan därmed högt eller lågt medelvärde av DTW i tillrinningsområden förklara 27 % av variationen i logTP i avrinningen. I t-testerna antyddes även en signifikant skillnad mellan DTW > 4 och respektive övriga grupper. Testen krävde dock signifikant resultat med  $p < .008$ , för att undvika falska positiva resultat och skillnaden mot DTW 2-3 ( $p = .04$ ), respektive DTW 3-4 ( $p = .013$ ) var endast signifikanta på  $p < .05$  nivån (Tabell A3). Resultatet indikerar därmed att det kan antas vara högre halter TP i avrinningen från områden med högre genomsnittlig markfuktighet än från områden med låg markfuktighet.

### 3.2.4 Jordartsfördelning

ANOVA av jordartsfördelning visade inte någon statistiskt signifikant skillnad i logTP vid analys av samtliga mätvärden ( $F_{3,71} = 0.318$ ,  $p = .81$ ,  $\eta^2 = .01$ ), och inte heller när extrema outliers exkluderades ( $F_{3,69} = 0.578$ ,  $p = .63$ ,  $\eta^2 = .02$ ). Däremot kunde en statistiskt signifikant skillnad i logTN påvisas mellan grupperna när outliers exkluderats ( $F_{3,68} = 4.24$ ,  $p = .008$ ,  $\eta^2 = .16$ ). Skillnader i jordartsfördelning kunde förklara 16 % av variationen i halter TN i avrinningen, men skillnaden var inte signifikant när samtliga värden analyserades ( $F_{3,71} = 1.58$ ,  $p = .20$ ,  $\eta^2 = .06$ ).

Post-hoc multipla t-tester av logTN utan outliers visade statistiskt signifikant högre halter logTN i avrinningen från områden med förekomst av leriga jordarter (> 1 %) ( $\bar{x} = 1.26$ ,  $s = 0.63$ ,  $n = 12$ ,  $p = .005$ ,  $\eta^2 = .34$ ), samt från områden med < 1 % sandiga jordarter ( $\bar{x} = 0.97$ ,  $s = 0.30$ ,  $n = 36$ ,  $p = .004$ ,  $\eta^2 = .17$ ), än från områden med > 5 % sandiga jordarter ( $\bar{x} = 0.69$ ,  $s = 0.26$ ,  $n = 9$ ) (Figur 7). Skillnaden i andel sandiga jordarter i tillrinningsområden kunde alltså förklara 17 % av variationen i logTN. Om även förekomst av andel leriga jordarter beaktas kunde istället 34 % av variationen i logTN predikteras. Resultaten indikerar att uppmätta halter TN är högre i avrinningen från tillrinningsområden med viss andel finkorniga jordarter och områden med liten andel sandiga jordarter än i tillrinningsområden med högre andel sandiga jordarter.

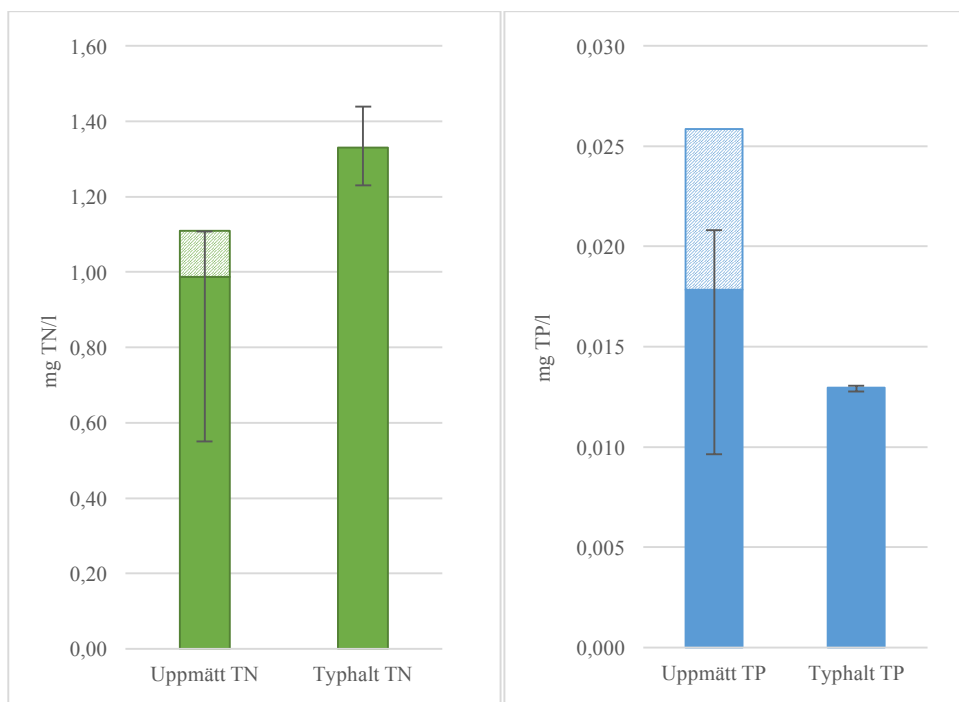




Figur 7 Boxplot över logaritmer till halter totalkväve (logTN), indelade i grupper efter jordarts-fördelning, exklusive tre områden med outliers. Skillnaden i logTN mellan områden med > 5 % och < 1 % sandiga jordarter är statistiskt signifikant ( $p = .004$ ,  $\eta^2 = .17$ ). Även områden med > 5 % sandiga och > 1 % leriga jordarter är statistiskt signifikant skilda ( $p = .005$ ,  $\eta^2 = .34$ ).

### 3.3 PLC6-typhalter och uppmätta halter

Jämförelsen mellan medelvärden av uppmätta halter och beräknade PLC6-typhalter visar att typhalterna generellt överskattar uppmätta halter TN och underskattar uppmätta halter TP (Figur 8). PLC6-typhalten överskattar TN-halter med ungefär 20 % när samtliga värden inkluderas, och med 35 % om tre outliers exkluderas. Medelvärdet för TP minskar med ungefär en tredjedel när extrema outliers exkluderas och PLC6-typhalten för TP går därmed från att underskatta medelhalten med 50 % till att underskatta den med 27 %. Om jämförelsen istället baseras på medianvärden visar det sig att typhalten för TN överskattar medianhalten med 44 %, medan typhalten för TP endast underskattar medianhalten med 10 %. PLC6-typhalten för TN verkar överskatta halten mest om jämförelsen görs med medianen och minst om jämförelsen görs med medelvärde av samtliga värden. PLC6-typhalten för TP skiljer sig däremot mest från de uppmätta halterna när den jämförs med medelvärdet av samtliga värden och minst vid jämförelse med medianen. Både fördelningen av TN och TP är skev vilket kan avläsas från interkvartilavståndet i förhållande till medelvärden (Figur 8).



Figur 8 Medelvärden för uppmätta halter och beräknade PLC6-typhalter av totalkväve (TN)(till vänster) och totalfosfor (TP)(till höger). Den streckade delen markerar skillnaden mellan medelvärde av samtliga mätvärden och medelvärde exklusive 3 outliers (TN) respektive 2 extrema outliers (TP). Felstaplarna markerar interkvartilavståndet, Q1 till Q3.

### 3.4 Sammanfattning av resultat

Avgränsningen av tillrinningsområden utifrån NNH, grid 2+ krävde omfattande manuell bearbetning och justering, men bedömdes ge en bättre representation av tillrinningsområden än den äldre höjddatamodellen, grid 50+. Studien kunde inte påvisa något samband mellan markfuktighet eller jordartsfördelning och halter av TN eller TP i avrinningen från skog och sankmark. I fördelningen av TN och TP detekterades dock extremt avvikande värden som påverkade resultaten. När korrelationen mellan logTP och DTW undersöktes utan att inkludera två extremt avvikande värden, påvisades statistiskt signifikant högre halter TP i avrinningen från fuktiga områden än från torra områden ( $p = .003$ ,  $\eta^2 = .27$ ). Även när korrelationen mellan logTN och jordartsfördelning studerades, utan att inkludera tre avvikande värden, kunde det påvisas statistiskt signifikant högre halter TN i avrinningen från områden med förekomst av leriga jordarter ( $p = .005$ ,  $\eta^2 = .34$ ) och från områden utan sandiga jordarter ( $p = .004$ ,  $\eta^2 = .17$ ), än från områden med hög andel sandiga jordarter. Slutligen visades att de beräknade PLC6-typhalterna för sydöstra Sverige generellt överskattar TN-halter och underskattar TP-halter.

## 4 Diskussion

### 4.1 Avgränsning av tillrinningsområden

Ett syfte med studien var att undersöka hur NNH påverkar avgränsningen av tillrinningsområden och det visade sig att drygt 60 % av avgränsningarna inte bedömdes helt representativa. Efter justeringar var motsvarande siffra 51 % och 23 % bedömdes helt oacceptabla. Det kan därför ifrågasättas om det är rimligt att använda NNH till avgränsning av tillrinningsområden när griden inte justerats för hydrologiska hinder. Brister i avgränsningarna kan delvis förklaras av fel i NNH, men framförallt verkar de bero på avbrott i flödesnätverket till följd av falska flödeshinder i terrängen. Vid framtida användning av den obearbetade NNH rekommenderas att framräknade avrinningsområden kontrolleras för att undvika felaktigheter.

Det omfattande manuella justeringsarbetet av vattendelare skulle kunna minska med ett virtuellt flödesriktigt vattendragsnätverk. Under studiens gång tillgängliggjordes ett flödesnätverk som delvis justerats för flödeshinder, vilket sannolikt skulle ha genererat mer tillförlitliga avgränsningar. Dagens metoder för justering av flödeshinder i terrängmodeller är inte anpassade efter den höga rumsliga upplösningen om två meter. Metoden att etsa ned höjddata där vattenflöden korsar vägar är exempelvis inte tillräckligt noggrann och etsningen missar ofta flödeshindret. För att underlätta användningen av flödesnätverk finns det alltså behov av justeringsmetoder som är anpassade till högupplösta data.

För att undvika bortfall av mätningar vid dataanalys på grund av oacceptabla avrinningsområdesavgränsningar kan framtida provtagningar styras till utloppspunkter med godkända avrinningsområden. Därtill kan kvalitetsbedömningen användas till att anpassa placeringen av utloppspunkter inom ett specifikt område. Det vore vidare intressant att studera om det finns gemensamma faktorer som utmärker områden där flödesriktningar avbildats felaktigt över större

områden. Det har spekulerats huruvida större andel sankmark kunde vara en sådan faktor, men det kunde inte undersökas inom ramen för den här studien.

Metoden för framtagning av tillrinningsområden innehöll flera moment som krävde individuell bedömning och manuell hantering, som vid markering av provtagningsplatser, bedömning och utförande av justeringar, samt kvalitetsbedömningar. Bedömningarna baserades på den observerade överensstämmelsen med övriga geografiska data, och områdets karaktär avgjorde vilka data som bedömdes mest tillförlitliga. Metoden var ofrånkomligen subjektiv eftersom besluten inte baserades på enhetliga bedömningsgrunder. Dessa subjektiva bedömningar och justeringar bör beaktas vid analys av resultaten.

I framtida studier kan det förslagsvis sättas upp generella bedömningskriterier för när, hur och hur mycket justeringar som ska göras, samt hur data ska värderas vid kvalitetsbedömning. Det kan dock ifrågasättas till vilken grad sådana kriterier skulle kunna efterföljas utan att bli begränsande, eftersom bedömningen baseras på ett flertal olika faktorer. Ett system med halvformella riktlinjer skulle eventuellt vara mer användbart. För att ytterligare underlätta och förbättra kvalitetsbedömningen av avrinningsområden kan det inhämtas mer information om de studerade områdena. Det skulle krävas stora resurser att besöka samtliga platser, istället kan provtagare kontaktas för kompletterande information om lokaler och provtagning. Framöver kan rapporteringen från provtagningarna eventuellt inkludera information om områdets karaktär för att kunna göra korrekta tolkningar av avgränsningarna.

#### 4.1.1 Jämförelse av höjddatamodeller

Avgränsningar utifrån höjddata 50+ överskattade mindre områden och underskattade större områden i jämförelse med de goda representationerna utifrån NNH (Figur 4). De uppenbart felaktiga delavrinningsområdena från höjddata 50+ bör dock identifieras och exkluderas för en rättvis jämförelse.

För att utvärdera om det är mer lönsamt att använda NNH kan justeringsbehov och eventuellt bortfall jämföras mellan höjdmodellerna. Det saknades information om avgränsningar med höjddata 50+, men däremot fanns generella bedömningar av ViVaN. Dessa kan dock inte okritiskt jämföras med NNH eftersom det är okänt hur stora områden som granskats och dessutom att de subjektiva bedömningarna utgår från olika kriterier och krav på kvalitet. Justeringskraven var 10 % utifrån ViVaN och 33 % utifrån NNH, samt ett slutligt bortfall om 23 % oacceptabla områden från NNH. Om bedömningarna antas vara baserade på samma kriterier ger ViVaN alltså betydligt bättre resultat, men med betydligt lägre noggrannhet. Det går inte att avgöra om ViVaN faktiskt ger mer korrekta avgränsningar eller inte utifrån den information som analyserats i studien.

Vilken upplösning som är optimal varierar troligtvis med storleken av studerade delavrinningsområden. I mindre områden kanske en högre upplösning som i NNH är att föredra eftersom kvalitetsskillnaderna då kan ha större inverkan på resultaten. Ju större områden som studeras desto fler flödeshinder skulle påträffas och innebära ökade krav på justering utifrån NNH, och samtidigt skulle vinsten i ökad noggrannhet i förhållande till höjddata 50+ minska procentuellt med ökad areal. Därför skulle höjddata 50+ kanske vara ett bättre alternativ vid avgränsning av större områden, i studien verkar visserligen områden större än 300 hektar underskattas i höjddata 50+. Områdesarealer mellan 200 och 300 hektar verkar skilja sig måttligt åt mellan höjdmodellerna och höjdmodell 50+ kanske därför är det bättre alternativet för dessa avgränsningar, förvisso kan avgränsningarna fortfarande skilja sig i precision. Den optimala upplösningen av topografiska data för avgränsning av avrinningsområden kan behöva undersökas framöver för att bedöma vilka upplösningar som kan leverera data med tillräckligt hög noggrannhet och låga justeringsbehov.

Noggrannheten och precisionen i avgränsningen har betydelse för studiens resultat eftersom analyser av områdesfaktorer baserades på informationen inom gränserna för tillrinningsområdena. I analysen av jordartsfördelningens påverkan baserades gruppindelningen på egenskaper i några få procent av tillrinningsområdet, vilket innebär att små avvikelser i gränsdragningen kan ha en stor inverkan på klassindelningen och därmed på resultaten av variansanalysen.

## 4.2 Områdesfaktorer

Det huvudsakliga syftet med studien var att undersöka markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelningens påverkan på förluster av TN och TP från skog och sankmark. Eftersom det förekom extremt avvikande värden och fördelningen var något skev genomfördes analyser både inklusive och exklusive outliers. För att tydliggöra att data hanterades på detta sätt presenterades samtliga resultat i rapporten, både med och utan outliers. Nedan diskuteras inledningsvis resultaten från analys av samtliga mätvärden, därefter undersöks resultaten från analys utan outliers inom markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning, sedan redogörs för metodikens brister och förbättringsmöjligheter, och avslutningsvis diskuteras outliers.

Enligt variansanalyserna utifrån samtliga mätvärden i studien kan varken genomsnittligt topografiskt fuktighetsindex eller andel sandiga, leriga och siltiga jordarter förklara förlusterna av TN respektive TP från tillrinningsområden med skog och sankmark i sydöstra Sverige. Till skillnad från dessa resultat har det kunnat påvisas korrelationer i jordbruksmark (Fölster & Djodjic 2015; Johnsson med fl.

2008), vars markprofil generellt skiljer sig från skogsmarken. Exempel på faktorer som skiljer dem åt är markstruktur, jordarter, andel organiskt material, näringsinnehåll och pH. Dessutom är det stora skillnader i hur marken brukas. Jordbruksmark systemtäckdikas i stor utsträckning och är ofta kraftigt gödslad, till skillnad från skog och sankmarker. Detta påverkar vattnets flödesvägar samt N- och P-dynamiken och kan innebära stora förluster till grund- och ytvatten. Det är därför vanskligt att analysera resultat baserade på olika marktyper och förklaringsfaktorer till näringsförluster skiljer sig följaktligen åt mellan skogsmark och jordbruksmark. I den här studien analyserades totalhalter av N och P, men de ingående fraktionerna kan påverkas av olika faktorer utan att det skulle ge utslag i totalhalterna. Framöver skulle de studerade områdesfaktorerna kunna analyseras mot olika former av N och P för att undersöka om det kan påvisas några samband. Ytterligare studier krävs för att undersöka inverkan av markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelning på näringsförluster från skog och sankmark.

#### 4.2.1 Markfuktighetsförhållanden

När två områden med extrema uppmätta halter TP exkluderades visade analyser av DTW en korrelation med lägre halter TP i avrinningen från torrare områden än från fuktigare områden. Det visades att 27 % av variationen i DTW samvarierar med  $\log TP$  ( $p = .003$ ), medan TWI inte kunde påvisa någon signifikant korrelation. Det ska noteras att det inte gjorts några egentliga mätningar av fuktigheten i de analyserade tillrinningsområdena, informationen baseras helt på beräkningar utifrån områdenas topografi och för DTW även från hydrologiska data. Resultatet från DTW stämmer överens med tidigare studier av P mobilitet i markprofilen. Under mättade markförhållanden är det större risk för erosion och förluster av partikelbundet P, och även en högre grundvattenyta kan öka förlusterna. Dessutom kännetecknas sankmarker av hög markfuktighet och studier har visat att avrinningen av TP och framförallt TN från sankmark är högre än från skogsmark. Därför kan det vara rimligt att acceptera resultaten trots att endast DTW visar en korrelation. Om korrelationen stämmer behöver det dock inte innebära ett kausalt samband, där markfuktigheten orsakar förändringen i TP-halten. Det kan vara andra egenskaper i låglänta områden nära ytvatten som exempelvis högre lerhalt eller förekomst av sankmarker som orsakar de ökade förlusterna.

Hur kommer det sig att fuktighetsindexen som ska mäta samma parameter, ändå ger olika resultat för korrelationen med TP? Det finns anledning att granska resultaten med ett extra kritiskt öga eftersom skillnaderna i resultatet kan vara ett tecken på att metoden som använts inte är tillräckligt robust, de kanske påvisar ett samband som inte existerar. Resultaten indikerar att områden har klassificerats olika av respektive fuktighetsindex, och genom att undersöka hur uppdelningen av

områden skiljer sig åt mellan TWI och DTW skulle man kunna ta reda på vad som orsakar skillnaden. Exempelvis analyserades några fler områden för DTW än för TWI.

Om klassificeringen baserats på båda fuktighetsindexen kanske representationen hade blivit mer korrekt. Men det är vissa kvalitetsskillnader mellan indexen och en samlad bedömning behöver alltså inte innebära förbättrad klassificering. Det kan antas att TWI är mindre korrekt än DTW i den här studien eftersom beräkningar av indexen skiljer sig åt och precisionen minskar i TWI när topografiska data har högre upplösning än 24 meter.

Ytterligare en aspekt är att lokala fel kan ha jämnats ut eftersom det var medelvärden av indexen inom respektive tillrinningsområde som analyserades. Det kan diskuteras huruvida medelvärdet är det mest användbara måttet för fuktighet när syftet är att studera näringsförluster. Förlusterna av P i ett avrinningsområde är ofta ojämnt fördelade över området och det kan vara svårt att dra slutsatser från övergripande data. Det har visats att erosionsbenägenhet och mobilitet av P främst påverkas vid mättade förhållanden. Därför kanske det är mer relevant att studera hur stor del av respektive tillrinningsområde som har relativt hög markfuktighet för att kunna bedöma och analysera markfuktighetens effekt på näringsförluster.

#### 4.2.2 Jordartsfördelning

När tre områden med avvikande värden av TN exkluderades kunde det påvisas att förekomst av leriga jordarter medförde statistiskt signifikant högre förluster av TN än från områden med hög andel sandiga jordarter. I jordbruksmark har motsatt samband påvisats, nämligen att sandiga områden tenderar att förlora mer N till omgivande vatten. Men skillnaden kan bero på jordbruksmarkens skilda markförhållanden som diskuterats ovan. Det är skillnader i hur olika former av N binds och transporteras i marken samt hur vanliga de olika formerna är och hur lättillgängliga de är för växtligheten. I skogsmarken har det påvisats högre förluster av organiskt N då det anrikas i markens översta skikt under växtsäsongen medan jordbruksmarken främst förlorar nitrat-N. Om det främst förekommer nitrat-N i jordbruksmarken kommer också nitratets egenskaper och bindningsförmåga i en jordart påverka de totala förlusterna. Dominerande form organiskt N i samma jordart skulle innebära att dess egenskaper i marken har större betydelse för totala förluster av N. Det är därför rimligt att skog och sankmark kommer att skilja sig från jordbruksmarken då den förra har generellt högre andel organiskt N, och den senare till större del består av nitrat-N.

Områdena var mycket homogena och de låga andelar leriga eller siltiga jordarter som avgränsade lerklassen kan eventuellt ha indikerat förekomst av jordbruksmark i tillrinningsområdet. Det skulle kunna innebära högre halter i avrinningen trots att

lerjordar förlorar mindre N relativt sandiga jordar i jordbruksmark. Det kanske egentligen är olämpligt att gruppera siltiga och leriga jordarter tillsammans då de uppvisar olika egenskaper, men i kontrast till moränjordar eller sandjordar bedömdes de vara tillräckligt lika för att dela grupp.

Alternativa tolkningar gällande jordartsfördelning är att hög andel sandiga jordar i skogsområden innebär mindre benägenhet till N-förluster i jämförelse med skogsområden med andra jordarter, som exempelvis större andel morän, berg i dagen eller organogena jordar. Områdena som undersöktes var som diskuterat mycket homogena i sin jordartsfördelning, analysen av andel sand och ler som påverkansfaktorer på TN och TP skulle bli mer rättvisande om egenskaperna studerades mellan områden med större skillnader i jordartsfördelning. Tidigare har det påvisats att organiskt material påverkar bland annat TN i skogsmarker (Johnson med fl. 2000), därför hade det varit intressant att studera påverkan från andel organogena jordar, som dessutom utgjorde en betydande del av tillrinningsområdena. Klassificering utifrån dessa andelar hade troligtvis inneburit större skillnader mellan grupperna och eventuellt mer pålitliga resultat i jämförelse med gruppindelningarna i den här studien. Stor andel organogena jordar och hög markfuktighet borde innebära större andel sankmarker i ett tillrinningsområde. Det skulle kunna studeras om det organiska materialet har stor betydelse för förluster eller om markfuktighet eller andra aspekter har en större påverkan på förlusterna från sankmarker.

Infiltrationskapaciteten skiljer sig mellan sandiga enkelkornsjordar, som har ett jämnt vattenflöde och moränjordar som har ett mer komplext markvattenflöde och varierande genomsläpplighet, vilket påverkar N-transporten i marken. Det kanske kunde undersökas vidare hur topografin eller närliggande jordarter kan avspegla moränens sammansättning. Toppskiktet i moränjordar kan variera med topografin, med sandigare jordar i höjder, där det även är relativt torrt i marken och finjordar i dalar där det är fuktigare.

Resultatet från studien kanske avspeglar topografi som påverkansfaktor, kombinationen av sandig jord och mindre markfukt högre upp i terrängen kan bidra till minskade förluster medan förluster från dalen blir större. I höjder kan det dock förväntas vara större lutning och sluttningslängd vilket påverkar erosionsbenägenhet och därmed förlusterna.

Vetskapen om markfuktighetsförhållanden respektive jordartfördelningens påverkan på näringsförluster kan leda till säkrare identifiering av riskområden och förebyggande åtgärder kan vidtas där det finns störst behov. Exempelvis skulle det kunna utvecklas mer anpassat skogsbruk, genom att planera avverkning efter väderförhållanden, för att undvika erosion och för att begränsa bidraget till den totala näringsbelastningen på vattendragen.



#### 4.2.3 Metodkritik

Det förekommer osäkerheter i studiens urval och genomförande som påverkar resultatens tillförlitlighet. En stor osäkerhetsfaktor är den begränsade mängden data, det användes endast uppmätta halter från ett enda provtagningstillfälle per område och därför kan mätresultaten bero på tillfälliga omständigheter. Provtagning i sydöstra Sverige började göras först under hösten 2016 vilket innebär att varken mellanårsvariationer eller säsongsvariationer kunde studeras. Framöver kan resultaten jämföras med mätningar i västra och norra Sverige samt med mätningar från olika säsonger för att undersöka skillnader och likheter i områdesfaktorernas korrelation till näringsförluster och få en övergripande bild av eventuella samband.

Biologiska parametrar uppvisar ofta stora variationer vilket kan dölja eller ge en illusion av förekomst av samband, dessa naturliga fluktuationer kan alltså riskera att vilseleda tolkningen av testresultat. Istället för att analysera varje enskilt område mot TN och TP grupperades tillrinningsområdena efter likheter inom de studerade områdesfaktorerna och jämfördes gruppvis, för att minska inflytandet från godtyckliga variationer.

Områdesfaktorerna som studerades var inte kategoriska, markfuktighetsindexen bestod av kontinuerliga värden och jordartsfördelningen redovisades som andelar av respektive jordart. Det kunde inte detekteras några allmänt vedertagna brytpunkter för gruppindelning, därför bestämdes specifika brytpunkter utifrån de data som användes i den här studien. Innan brytpunkterna bestämdes definitivt förekom det viss testning av olika grupperingar för att hitta optimala brytpunkter, vilket innebär en ökad risk för falska signifikanta resultat. För att undvika subjektiva bedömningar användes kvartiler för gruppindelning av TWI eller DTW. Det var mer problematiskt att bestämma objektiva gruppindelningar för jordartsfördelningen och därför studerades sammansättningen av jordarter med olika andelar noga innan grupper definierades.

Varianserna inom grupperna var homogena enligt Levene's test, trots extremt avvikande värden och ojämna gruppstorlekar. Levene's test bör dock tolkas med försiktighet eftersom testet också bygger på ANOVA, det krävdes alltså homogena varianser även inom differenser till medianen i varje grupp. På grund av skev datafördelning användes gruppernas median som centralmått, men eftersom ANOVA jämför medelvärden kanske det hade varit bättre att använda gruppernas medelvärde. Med anledning av låg tilltro till testet av varianserna fattades beslutet att ANOVA skulle upprepas utan att inkludera extremt avvikande värden.

De data som analyserades verkade alltså inte uppvisa de kriterier som krävs för att utföra ANOVA och därför är inte resultaten helt tillförlitliga. Alternativa metoder granskades men kunde inte genomföras inom ramen för studien. En icke-parametrisk metod hade kanske resulterat i mer tillförlitliga resultat eftersom de inte

kräver normalfördelning eller homogena varianser. Kruskal-Wallis test är det icke-parametriska test som motsvarar envägs-ANOVA. Tillrinningsområden skulle då rangordnas efter respektive uppmätta värden och gruppernas genomsnittliga rangordning skulle jämföras mot varandra, vilket innebär att inverkan av outliers och skev fördelning inte skulle påverka resultatet. Kruskal-Wallis test hade alltså varit ett mer tillförlitligt alternativ till envägs-ANOVA.

I studien analyserades områdesfaktorerna som isolerade förklaringsvariabler till förluster av TN och TP, men med mer erfarenhet skulle det vara värdefullt att istället studera påverkan genom flervariabelanalys, där eventuella kausala samband kan detekteras med större säkerhet. Det finns anledning att se över hur robusta resultaten är eftersom metoden var något subjektiv i gruppindelningar och hantering av tillrinningsområden, och det var även osäkert huruvida data uppfyllde villkoren för metoden.

#### 4.2.4 Outliers

Områden där det uppmättes extrema halter borde undersökas vidare för att ta reda på vad som orsakat dem. Det kan visa vilka händelser eller omständigheter som har betydande inverkan på avrinning av TN eller TP från skog och sankmark. Extrema temperaturförändringar eller kraftig nederbörd kan vara en orsak till extra höga halter, och även skogsbruksåtgärder som gödsling eller avverkning kan ligga bakom. Mätvärdena kan även vara felaktiga och orsakade av avvikande hantering av provtagningsutrustning, kontaminering, eller felaktiga analyser. De extrema halter som uppmättes av TP kan ha påverkats av någon form av kontaminering och det finns anledning att misstänka att de mättes i följd efter varandra. Eftersom de var uppmätta i samma region kan det annars bero på lokala omständigheter eller extrema väderväxlingar och det vore värdefullt att studera det närmare. För N-halter finns inget samband mellan provtagningarna, proverna som uppvisade avvikande värden var spridda över hela sydöstra Sverige och områdena bör undersökas vidare.

### 4.3 PLC6-typhalter och uppmätta halter

Det tredje och sista syftet var att beräkna och jämföra framräknade PLC6-typhalter med uppmätta halter av TN och TP i sydöstra Sverige. Fördelningen var uppenbart skev vilket troligtvis berodde på att jämförelsen baserades på de ursprungliga värdena istället för deras 10-logaritmer. Därför användes både medelvärde, median och interkvartilavstånd vid jämförelsen.

PLC6-typhalten visade en liten överskattning av TN vid jämförelse med medelvärdet av uppmätta halter, men interkvartilavståndet och medianen antydde

däremot en betydligt större skillnad. Studier av uppmätta halter i sydvästra Sverige har visat att PLC5-typhalterna undervärderade N-förlusterna. Eftersom tidigare mätningar visat högre förluster av organiskt N mot Östersjön utgår PLC6-typhalterna från en gradient med högst förluster av N i sydost. PLC6-beräkningarna är alltså koordinatberoende, men de skattade skillnaderna mellan förluster i väst och öst kanske har överskattats? Kan skillnaderna istället vara ett resultat av hög avrinning under hösten som därför gav lägre koncentrationer av N i källvattendragen, vilket inneburit att de inte skiljde sig lika mycket från sydvästra Sveriges halter? PLC6-typhalterna justeras dock för dessa säsongsskillnader genom månadsfaktorer. De studerade tillrinningsområdena var dessutom mindre än de studerade i PLC5 och frånvaron av sjöar borde innebära högre halter på grund av den minskade retentionen. De låga halterna uppmätt TN kan även bero på avvikelser i klimatet, till exempel var hösten 2016 ovanligt torr och många av källvattendragen var inte vattenförande vid den tidiga höstprovtagningen. Detta kan påverka vattenkemin under resterande del av året. Förbättrade PLC6-typhalter för uppskattning av TN-förluster från skog och sankmark i sydöstra Sverige kräver att vidare studier genomförs baserade på ett större dataunderlag med mätningar från olika säsonger.

Medelvärdet av uppmätt TP underskattades betydligt av PLC6-typhalten men vid jämförelse med medianen var underskattningen inte lika stor. Inför PLC6 gjordes mätningar i skog och sankmark i södra Sverige då medianen varierade mellan 0,013 - 0,021 mg/l och PLC6-typhalten för TP valdes till den lägsta halten om 0,013 mg/l. Interkvartilavståndet utifrån uppmätta halter som analyserades i den här studien var 0,010 – 0,021 mg/l och stämmer alltså bra överens med tidigare mätningar. I PLC5 användes TP typhalten 0,008 mg/l vilket däremot verkar för lågt för att uppskatta TP-halter för sen höst. De två extremt höga avvikande värdena i stickprovet av TP hade stor inverkan på medelvärdet. Om dessa extrema värden är återkommande faktiska avvikelser borde deras påverkan på total TP-belastning undersökas, och det kanske finns anledning att justera typhalterna för extrema värden.

För att utvärdera typhalternas precision kanske de ska jämföras mot norra och sydvästra Sverige för att avgöra hur väl de representerar förlusterna. För att kunna utvärdera PLC6-typhalterna och dra slutsatser kring deras riktighet krävs det dock ett större dataunderlag av uppmätta halter från fler säsonger.

## 5 Slutsatser

Avrinningsområdesavgränsning utifrån den nya nationella höjdmodellen var bristfällig och krävde omfattande manuell hantering, men med möjlighet till övergripande korrigering för hydrologiska hinder finns förbättringspotential.

I fördelningen av totalkväve (TN) och totalfosfor (TP) identifierades extremt avvikande värden. Resultaten kunde inte påvisa samband mellan markfuktighet eller jordartsfördelning och halter av TN eller TP i avrinningen från skogs- och sankmarksområden. Utan extremt avvikande mätvärden (outliers) korrelerade DTW och TP med högre halter TP i avrinningen från fuktiga områden än från torra områden, vilket däremot inte kunde påvisas med TWI. Resultatet bedömdes rimligt eftersom studier visat ökade näringsförluster från sankmarker och ökad mobilitet i fuktiga marker. I fortsatta studier kan det vara relevant att studera andel relativt hög markfuktighet istället för medelvärde. Det kan också noteras att DTW verkar mäta markfuktighet med högre tillförlitlighet än TWI vid beräkning utifrån NNH.

Utan outliers påvisades även högre halter TN i avrinningen från områden utan sandiga jordarter eller förekomst av leriga jordarter, än från områden med sandiga jordarter. Det står i motsats till studier i jordbruksmark, men skogsmarken skiljer sig i många aspekter och det bedöms rimligt att de kan uppvisa olika samband. Klassindelningen baserades på mycket låga andelar jordarter och det kanske är mer relevant att studera områden som uppvisar större skillnader i dessa egenskaper för mer robusta resultat. Topografi påverkar både markfuktighet och jordartsfördelning och kan vara en underliggande orsaksfaktor som kan studeras vidare i kombination med faktorer som lutning och sluttningslängd.

## Referenslista

- Baldwin, D., Naithani, K. J., & Lin, H. (2017). Combined soil-terrain stratification for characterizing catchment-scale soil moisture variation. *Geoderma*, 285, 260–269.
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H. & Nilsson, I. (2007). *Fosfor från Jordbruksmark till Vatten - tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv* (Rapport MAT 21 nr 2). Uppsala: Naturvårdsverket.
- Beven, K.J. & Kirkby, M.J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), pp.43–69.
- Correll, D.L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environment Quality*, 27(2), pp.261–266.
- Djodjic, F., Johnsson, H., Brandt, M. & Grahn, G. (2004). *Förbättringar i beräkningar av jordbruksläckaget* (Rapportserie SMED och SMED & SLU Nr 10:2004).
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Lund: Studentlitteratur.
- Eveborn, D. & Djodjic, F. (2015). *GIS-kartering av miljöskyddsnivå för små avlopp - ett hjälpmedel vid tillstånds- och tillsynsarbete* (JTI-rapport 2015, Kretslopp & Avfall, nr 53).
- Fröberg, M. & Löfgren, S. (2014). *Förbättrad skattning av typhalter av N och P från skogs- och myrmark i södra Sverige inför PLC6 – kan modeller baserade på kNN-data användas?* (SMED Rapport Nr 141).
- Fröberg, M., Löfgren, S. & Widén-Nilsson, E. (2016). *Skattning av typhalter av totalkväve och organiskt kväve från skogs- och myrmark i södra Sverige inför PLC6* (SMED Rapport nr 187).
- Fölster, J. & Djodjic, F. (2015). *Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag* (Institutionen för vatten och miljö: Rapport 2015:12). Uppsala: SLU.
- Fölster, J. (2016). *Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp: Vattenkemi i vattendrag*. Göteborg: Havs och Vattenmyndigheten.
- Gerard, C. J. (1987). Laboratory experiments on the effects of antecedent moisture and residue application on aggregation of different soils. *Soil and Tillage Research*, 9(1), pp.21–32.
- Hawley, M.E., Jackson, T.J. & McCuen, R.H. (1983). Surface soil moisture variation on small agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, 62, pp.179–200.
- Howarth, R.W. & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1, del 2), pp.364–376.
- Johnson, C.E., Lawrence, G.B. & Ruiz-Méndez, J.J. (2000). Forest Soil Chemistry and Terrain Attributes in a Catskills Watershed. *Soil Science Society of America Journal*, 64(October), pp.309–312.

- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. & Torstensson, G. (2008). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005* (Rapport 5823). Stockholm: Naturvårdsverket.
- Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulén, B. & Johnsson, H. (2006). Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115(1–4), pp.15–26.
- Lantmäteriet (2016). *Kvalitetsbeskrivning nationell höjdmödel*, Gävle: Lantmäteriet.
- Lantmäteriet (2017). *Hydrografi i nätverk - Ett samarbete mellan Lantmäteriet och SMHI*, Gävle: Lantmäteriet.
- Löfgren, S. & Westling, O. (2002). *Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsvetige* (Rapport 2002:1) Uppsala: Institutionen för Miljöanalys, SLU.
- Löfgren, S., Nisell, J., Yu, J. & Ranney, B. (2011a). *Förbättrade skattningar av N- och P-förlusterna från skog, myr och fjäll inför PLC6 - pilotprojekt* (SMED Rapport Nr 52).
- Löfgren, S., Nisell, J., Yu, J. & Ranney, B. (2011b). *N- och P-halterna i skog, myr och fjäll hösten 2011 i Dalälven, Viskan, Åtran, Nissan och Lagan* (SMED Rapport Nr 100).
- Löfgren, S., Fröberg, M., Nisell, J., Yu, J. & Ranney, B. (2012). *N- och P-halterna i skog, myr och fjäll hösten 2011 i Dalälven, Viskan, Åtran, Nissan och Lagan* (SMED Rapport Nr 109).
- McDowell, R. W., & Sharpley, A. N. (2001). Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), pp.508–520.
- Morgan, R. P. C. (2005). *Soil erosion and conservation*. Oxford: Blackwell Publ.
- Murphy, P.N.C., Ogilvie, J. & Arp, P. (2009). Topographic modelling of soil moisture conditions: A comparison and verification of two models. *European Journal of Soil Science*, 60, pp.94–109.
- Murphy, P.N.C., Ogilvie, J., Meng, F.-R., White, B., Bhatti, J. & Arp, P.A. (2011). Modelling and mapping topographic variations in forest soils at high resolution: A case study. *Ecological Modelling*, 222, pp.2314–2332.
- Nisell, J., Lindsjö, A. & Temnerud, J. (2007). *Rikstäckande virtuellt vattendrags nätverk för flödesbaserad modellering VIVAN. Utveckling av anpassade geografiska data för hydrologiska och vattenkemiska tillämpningar* (Rapport 2007:17) Uppsala: Institutionen för Miljöanalys, SLU.
- Onderka, M., Wrede, S., Rodný, M., Pfister, L., Hoffmann, L. & Krein, A. (2012). Hydrogeologic and landscape controls of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved silica (DSi) fluxes in heterogeneous catchments. *Journal of Hydrology*, 450–451, pp.36–47.
- Roberts, W.M., Gonzalez-Jimenez, J.L., Doody, D.G., Jordan, P. & Daly, K. (2017). Assessing the risk of phosphorus transfer to high ecological status rivers: Integration of nutrient management with soil geochemical and hydrological conditions. *Science of the Total Environment*, 589, pp.25–35.
- Rönnberg, A. (2014). *Kombination av hydrografi och terrängmodell*. Gävle: Lantmäteriet.
- Schindler, D.W. (1977). Evolution of phosphorus - Limitation in lakes. *Science*, 195(4275), pp.260–262.
- Schindler, D.W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1746), pp.4322–4333.
- Seibert, J., Stendahl, J., & Sørensen, R. (2007). Topographical influences on soil properties in boreal forests. *Geoderma*, 141(1–2), pp.139–148.
- Seibert, J., Bishop, K., Nyberg, L. & Rodhe, A. (2011). Water storage in a till catchment. I: Distributed modelling and relationship to runoff. *Hydrological Processes*, 25, pp.3937–3949.
- Takagi, K. & Lin, H.S. (2012). Changing controls of soil moisture spatial organization in the Shale Hills Catchment. *Geoderma*, 173–174, pp.289–302.
- Ulén, B. (2005). *Fosforförluster från mark till vatten - Identifikation av kritiska källor och möjliga motåtgärder* (Rapport 5507) Stockholm: Naturvårdsverket.

- Waller, L. & Gotway, C.A. (2004). Analysis of Spatial Point Patterns, *Applied Spatial Statistics for Public Health Data*. pp.118-154. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Welsch, D. L., Kroll, C. N., McDonnell, J. J. and Burns, D. A. (2001), Topographic controls on the chemistry of subsurface stormflow. *Hydrological Processes*, 15: pp.1925–1938.
- Widén-Nilsson, E., Löfgren, S. & Tengdelius-Brunell, J. (2016). *Kartdata till PLC6 - Underlagsrapport rörande markanvändning, vattenförekomstområden, regionsindelning, jordbruksmarkens jordart, lutning och fosforhalt samt medelvärdesberäkningar* (SMED Rapport Nr 186) pp.4–128.
- Wilson, H.F., Satchithanatham, S., Moulin, A.P. & Glenn, A.J. (2016). Soil phosphorus spatial variability due to landform , tillage , and input management : A case study of small watersheds in southwestern Manitoba. *Geoderma*, 280, pp.14–21.
- Zhu, H., Bi, R., Duan, Y., & Xu, Z. (2017). Scale-location specific relations between soil nutrients and topographic factors in the Fen River Basin, Chinese Loess Plateau. *Frontiers of Earth Science*, 11(2), pp.397–406.
- Ågren, A.M., Lidberg, W., Strömgren, M., Ogilvie, J., Arp, P. A (2014). Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, pp.3623–3634.

# Tack

Först och främst vill jag tacka min handledare Faruk Djodjic för att han tagit sig tid att stötta mig genom hela arbetsprocessen med goda råd och engagemang. Jag vill även tacka min biträdande handledare Stefan Löfgren för att ha delat med sig av sin tid och erfarenhet, inte minst vid granskning av resultat. Slutligen vill jag rikta ett stort varmt tack till familj och vänner som uppmuntrat och stöttat under arbetets gång.



# Bilaga A

*Tabell A1 Variansanalys av logaritmer till totalhalter fosfor (logTP) respektive kväve (logTN) indelade efter tillrinningsområdets egenskaper inom faktorerna TWI, DTW respektive jordartsfördelning. Analysresultat där outliers exkluderats är kursiverade.*

Områdesfaktor	df	F	p	$\eta^2$
TWI TP	3, 63	0.22	.88	.01
TWI TN	3, 63	0.69	.56	.03
DTW TP	3, 69	2.05	.11	.08
DTW TP exkl. outliers	3, 67	4.04	.01*	.15
DTW TN	3, 69	1.28	.29	.05
DTW TN exkl. outliers	3, 66	0.88	.46	.04
Jordarter TP	3, 71	0.32	.81	.01
Jordarter TP exkl. outliers	3, 69	0.58	.63	.02
Jordarter TN	3, 71	1.58	.20	.06
Jordarter TN exkl. outliers	3, 68	4.24	.01*	.16

\* p < .05, \*\*p < .008

Tabell A2 Antal mätvärden (*n*), aritmetiskt medelvärde ( $\bar{x}$ ) och standardavvikelse (*s*), beräknade från originaldata och presenterade i mg/l totalkväve (TN) för respektive gruppindelning utifrån studerade områdesfaktorer. Värden som ändrats efter exkludering av outliers är kursiverade, de oförändrade är markerade i grått.

Grupp	TN samtliga			TN exkl. outliers		
	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>s</i>	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>s</i>
TWI > 8.33	17	1.31	1.04	16	1.08	0.37
TWI 8.0-8.33	16	1.08	0.89	15	0.87	0.32
TWI 7.74-8.01	17	1.19	0.69	16	1.08	0.50
TWI < 7.74	17	0.99	0.41	17	0.99	0.41
DTW > 4	16	0.89	0.45	16	0.89	0.45
DTW 3-4	14	0.95	0.27	14	0.95	0.27
DTW 2-3	28	1.16	0.84	26	0.97	0.44
DTW 1-2	15	1.36	1.10	14	1.09	0.41
> 5 % Sandiga	10	0.92	0.80	9	0.69**	0.26
1-5 % Sandiga	17	1.36	1.29	15	0.92	0.35
< 1 % Sandiga	36	0.96	0.30	36	0.96**	0.30
> 1 % Leriga	12	1.26	0.63	12	1.26**	0.63

\*  $p < .05$  \*\* $p < .008$

Tabell A3 Antal mätvärden (*n*), aritmetiskt medelvärde ( $\bar{x}$ ) och standardavvikelse (*s*), beräknade från originaldata och presenterade i mg/l totalfosfor (TP) för respektive gruppindelning utifrån studerade områdesfaktorer. Värden som ändrats efter exkludering av extrema outliers är kursiverade, och de oförändrade är markerade i grått.

Grupp	TP samtliga			TP exkl. outliers		
	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>s</i>	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>s</i>
TWI > 8.33	17	0.018	0.009	17	0.018	0.009
TWI 8.01-8.33	16	0.015	0.007	16	0.015	0.007
TWI 7.74-8.01	17	0.020	0.016	16	0.016	0.011
TWI < 7.74	17	0.028	0.058	16	0.014	0.006
DTW > 4	16	0.027	0.061	15	0.012**	0.007
DTW 3-4	14	0.050	0.103	13	0.023*	0.021
DTW 2-3	28	0.016	0.009	28	0.016*	0.009
DTW 1-2	15	0.020	0.010	15	0.020**	0.010
> 5 % Sandiga	10	0.054	0.122	9	0.015	0.014
1-5 % Sandiga	17	0.017	0.015	17	0.017	0.015
< 1 % Sandiga	36	0.025	0.041	35	0.018	0.013
> 1 % Leriga	12	0.018	0.010	12	0.018	0.010

\*  $p < .05$  \*\* $p < .008$